ISSN 0388—841 X

南西海区水産研究所報告

第 28 号

LIBRARY
APR 28 1995
National Marine Fisheries Service
2570 Dole Street
Honolulu, Hawaii

水産庁南西海区水産研究所
広島県大野町
1995年 3 月

南西水研研報 (Bull. Nansei Natl. Fish. Res. Inst), No. 28: 1–124

南西海区水産研究所研究報告

第 28 号

目　　次

阪地　英男
トラエビ *Metapenaeopsis acclivis* (Rathbun), アカエビ *M. barbata* (De Hann), キシエビ *M. dalei* (Rathbun) 及びサルエビ *Trachypenaeus curvirostris* (Stimpson) の潜砂能力 …… 1

福田　雅明・花村　幸生
漂流ブイ調査によって推定した瀬戸内海伊予灘における カタクチイワシ仔魚の微細分布と移動…… 9

吉田　吾郎・有馬　郷司・内田　卓志
褐藻アカモクの初期生長に及ぼす日長，照度，水温の影響…… 21

鈴木　伸洋・萩原　清司
トビハゼ浮遊期仔魚の皮膚の微細構造…… 33

重田　利拓・渋野　拓郎・橋本　博明・具島　健二
ササノハベラ *Pseudolabrus japonicus* の生殖サイクル…… 43

松山　幸彦・内田　卓志・本城　凡夫
広島湾沿岸域における溶存態有機炭素の濃度…… 55

山口　峰生・今井　一郎・松尾　豊
広島湾における植物プランクトンの現存量と光合成速度の季節変化…… 63

田中　勝久
沿岸・河口域のリン循環過程におよぼす土壌物質の影響…… 73

阪地　英男・堀川　博史
土佐湾におけるクルマエビ科2種モギエビ *Metapenaopsis mogiensis* と サルエビモドキ *Trachypenaeopsis richtersii* の新記録とその色彩的特徴 …… 121

南西水研研報 (Bull. Nansei Natl. Fish. Res. Inst.), No. 28: 1-7

トラエビ *Metapenaeopsis acclivis* (Rathbun), アカエビ *M. barbata* (De Haan), キシエビ *M. dalei* (Rathbun) 及びサルエビ *Trachypenaeus curvirostris* (Stimpson) の潜砂能力

阪 地 英 男

Sand Burrowing Ability of Four Species of Shrimps, *Metapenaeopsis acclivis* (Rathbun), *M. barbata* (De Haan), *M. dalei* (Rathbun) and *Trachypenaeus curvirostris* (Stimpson)

Hideo Sakaji

The burrowing ability of four species of shrimps, *Metapenaeopsis acclivis* (Rathbun), *M. barbata* (De Haan), *M. dalei* (Rathbun) and *Trachypenaeus curvirostris* (Stimpson) were tested in aquariums to examine reasons why these shrimps show different distributions in the sea. Sand was sieved to four grain size classes, 0.125-0.250 mm, 0.250-0.500 mm, 0.500-1.000 mm and 1.000-2.000 mm. Each size class was spread on the bottom of the different aquaria. Thus four aquaria were used in the examination. After this, the same species and numbers of shrimps were placed into each aquarium in the evening, the numbers burrowing, not burrowing and dead individuals were counted on the following morning. The carapace length and any loss of legs of each individual was measured. The rate of the total numbers of individuals burrowing to the total numbers of burrowing and not burrowing individuals for each aquarium in each species was given as the burrowing rate. The burrowing rate in *M. dalei* was high in all sand size classes. Those of *T. curvirostris* were high in the finer three sand classes, but decreased in the coarsest class. The coarser the sand was, the lower the burrowing rates were in *M. barbata* and *M. acclivis*, and the latter showed the lowest burrowing rates in all classes. *G* tests indicated that the burrowing rate of *M. dalei* was independent of sand grain size, while that of *T. curvirostris*, *M. barbata* and *M. acclivis* were significantly associated to the grain size of the sediment ($P<0.005$). It appears that the burrowing abilities in coarse sand of these shrimps decrease in the following order, *M. dalei, T. curvirostris, M. barbata* and *M. acclivis*.

Key words: *Trachypenaeus, Metapenaeopsis*, borrowing ability, sand grain size

瀬戸内海における小型底びき網漁業では，トラエビ *Metapenaeopsis acclivis* (Rathbun)，アカエビ *M. barbata* (De Haan)，キシエビ *M. dalei* (Rathbun)，サルエビ *Trachypenaeus curvirostris* (Stimpson) 等のクルマエビ科の小型種が，漁獲物中で重要な位置を占めている。これらの種の分布について，これまで採集場所の水深，底質，流れの状態，内湾度等との関係において論じられてきた（安田 1949, 1956, 前川・八柳 1953, 八柳他 1955, Kubo and Asada 1957, 宇都宮 1959, 前川 1961, 池末 1963, 浜中 1977, 阪本・林 1977, 通山・林 1982, 東海・阪地 1989, 阪地・東海 1990)。しかし，このような要因は互いに関連している

ことが多いにも関わらず，これらの報告ではその検討が不十分であり，クルマエビ科の種による分布特性の違いは明確であるとは言えない。

クルマエビ科の多くの種は，昼間は潜砂したままじっとしており，夜間に活動的であることが知られている（Le Guen and Crosnier 1968, Le Reste 1970, Wickham and Minkler 1975）。瀬戸内海における小型底びき網漁船は主に夜間に操業することから，その主要な漁獲対象である4種のエビも夜間に活動的で，昼間は潜砂していると考えられる。

このような潜砂習性は，酸素消費量の減少（Egusa 1961），エネルギー要求量の減少（Dall and Smith 1986），捕食者からの防御（Fuss and Ogren 1966）等の点で有利であるとされている。また，潜砂能力はその種の底質選択性を規定する要因の一つである（Williams 1958）。したがって，潜砂習性のあるエビにとって潜砂可能であることが，そこに生息するための必要条件であると考えられる。クルマエビ *Penaeus japonicus* Bate や魚類のヒラメ *Paralichthys olivaceus*（Temminck et Schlegel）では底質の粒径が粗くなると潜砂できなくなるとの報告があるので（石岡 1973，反田 1988），物理的には，潜砂行動は底質の粒径が細かいほど容易で，粗いほど困難になると想定される。

そこで本研究では，瀬戸内海に分布するクルマエビ科4種のエビについて，実験水槽内での潜砂状況を観察し，潜砂可能な底質の粒径を測定することにより，それらの分布特性の違いを明らかにすることを目的とした。

本論文を校閲していただいた南西海区水産研究所外海調査研究部長小坂　淳博士，外海底魚資源研究室長堀川博史博士に感謝いたします。また，実験方法に関しご教示いただいた兵庫県但馬水産事務所試験研究室反田　實氏に感謝いたします。

材料と方法

瀬戸内海の海底と浜から採取した砂を，JIS規格の淘汰フルイによって，0.125～0.250 mm，0.250～0.500 mm，0.500～1.000 mm，1.000～2.000 mm の4つの粒径区分に分け，それぞれをA，B，C及びDの水槽の底に敷き，4つの実験水槽を設定した（Table 1）。実験水槽の大きさはすべて同一であり（横 90 cm，高さ 45 cm，奥行き 30 cm），砂の深さはエビが十分潜ることができるように約 4 cm とした。各実験水槽の飼育水は流水とし，エアーレーションを施した。

Table 1. The range of the sand grain size used in each aquarium.

Aquarium	Sand grain size (mm)
A	0.125–0.250
B	0.250–0.500
C	0.500–1.000
D	1.000–2.000

実験には，小型底びき網漁船によって漁獲され，蓄養水槽で最長で約2カ月間飼育されたエビの中から，活発なものだけを使用した。日没前に，各実験区に同種のエビを同数無作為に収容し，翌朝明るくなってから，実験区ごとに潜砂固体数と非潜砂固体数を計数した。この時，体のすべてが砂に隠れているもの，あるいは，額角，触角，眼柄のみが露出しているものを潜砂個体とみなし，頭胸甲，腹部，尾節，付属肢が一部でも露出しているものを非潜砂個体とした。

同時に，各個体について，雌雄の確認，頭胸甲長の測定，腕節前端より基部に近いところで欠損した歩脚の計数も行った。その結果，4種とも，収容した個体の頭胸甲長の平均値（Table 2）及び歩脚の欠損した個体の配置（Table 3）には，4つの実験水槽間で統計的有意差はなかった。また，潜砂確認時の水温も測定した。1991年7月から11月と1992年6月に，合計でサルエビ5回，キシエビ7回，アカエビ9回，トラエビ8回実験を行った。1回の実験に使用するエビの個体数は，1実験区当り10個体を目標としたが，蓄養したエビの数が少ないこともあり，実際には1実験水槽当り6～10個体であった。また，1回の実験で各実験水槽に収容した個体数は同じであったが，翌朝の潜砂

Table 2. Average carapace length (CL) and standard deviation (SD) in millimeters of each species in each aquarium.

Species		Aquarium A	B	C	D
Metapenaeopsis acclivis	CL	17.10	17.00	16.80	17.15
	SD	2.32	3.05	2.53	2.37
M. barbata	CL	17.67	17.80	18.14	17.89
	SD	3.73	4.18	4.41	4.56
M. dalei	CL	10.78	10.87	10.84	10.50
	SD	1.01	1.13	1.40	1.05
Trachypenaeus curvirostris	CL	20.96	21.15	21.13	21.17
	SD	9.78	8.33	10.43	11.04

Table 3. The numbers of individuals with missing legs of each species and each aquarium.

Species	Number of missing legs	Aquarium A	B	C	D
Metapenaeopsis acclivis	6	0	1	0	0
	5	0	0	1	0
	4	1	2	4	4
	3	7	5	7	6
	2	6	17	14	10
	1	24	20	14	25
	0	31	23	24	20
M. barbata	4	3	1	0	1
	3	1	3	1	3
	2	0	0	1	2
	1	14	9	11	13
	0	67	72	73	65
M. dalei	9	0	0	1	0
	8	1	0	4	0
	7	2	0	2	1
	6	2	4	1	3
	5	2	3	3	1
	4	3	3	2	4
	3	10	9	8	6
	2	9	7	11	6
	1	16	13	13	12
	0	24	29	24	33
Trachypenaeus curvirostris	4	0	1	0	0
	3	0	1	1	1
	2	4	3	3	5
	1	11	11	7	13
	0	23	23	29	20

状況観察時までに死亡する個体があったため，各実験水槽の観察個体数は必ずしも同じとはならなかった。

このような実験により，トラエビ266個体，アカエビ340個体，キシエビ272個体，サルエビ156個体について観察した。各実験区における各種の潜砂率を

潜砂個体数／(潜砂個体数＋非潜砂個体数)

により求め，これらを比較することによって4種の潜砂能力を評価した。

結果と考察

実験開始直後から，各種ともどの底質でも，ほとんどの個体が潜砂しようとする行動を示した。アカエビ属のキシエビ，アカエビ，トラエ

Table 4. The numbers of burrowing and non-burrowing individuals and the burrowing rates (%) in each species in each aquarium.

Species		Aquarium A	B	C	D
*Metapenaeopsis acclivis****	Burrowing	46	12	6	0
	Non-burrowing	23	56	58	65
	Burrowing rate	66.67	17.65	9.38	0.00
*M. barbata****	Burrowing	72	59	41	1
	Non-burrowing	13	26	45	83
	Burrowing rate	84.71	69.41	47.67	1.19
M. dalei	Burrowing	53	57	61	48
	Non-burrowing	16	11	8	18
	Burrowing rate	76.81	83.82	88.41	72.73
*Trachypenaeus curvirostris****	Burrowing	35	34	35	22
	Non-burrowing	3	5	5	17
	Burrowing rate	92.11	87.18	87.50	56.41

*** As a result of G test, burrowing rate is significantly associated with grain size of sand at $p<0.005$.

ビは主に歩脚を用い，前進しながら潜砂した。これに対し，サルエビ属のサルエビは，腹肢で砂を後方に飛ばし，できた窪地に歩脚を用いて潜りつつ，腹部を折り曲げて尾節を砂に突き刺し，身体を上下に振動させながら潜砂した。

観察された潜砂状況は種によって異なった(Table 4)。トラエビの潜砂率はA 66.67%，B 17.65%，C 9.38%，D 0%と4種中最も低く推移し，粒径が粗くなるにしたがって急激に低下した。アカエビの潜砂率は，Aで84.71%と高い値を示し，B 69.41%，C 47.67%，D 1.19%と底質の粒径が粗くなるにしたがって低下した。キシエビの潜砂率は，A 76.81%，B 83.82%，C 88.41%，D 72.73%と，どの実験水槽においても高い値を示した。サルエビの潜砂率は，A 92.11%，B 87.18%，C 87.50%と90%前後の高い値を示したが，Dでは56.41%と低下した。

各実験区におけるそれぞれの種の潜砂率と底質の粒径は独立であるとの帰無仮説を立て，G検定を使っての$R\times C$分割表の独立性の検定を行った。その結果，トラエビ，アカエビ，サルエビで帰無仮説は0.5%水準で棄却されたので，これら3種の潜砂率は底質の粒径と連関があると考えることができる。すなわち，底質の粒径0.125～2.000 mmの範囲においては，トラエビ，アカエビ，サルエビの潜砂率は，底質の粒径が粗くなるほど低下するといえる。一方，キシエビでは帰無仮説は5%水準でも棄却されず，実験に用いた底質の粒径の範囲では，底質の粒径と潜砂率には関連が認められなかった。したがって，最も細かい底質では4種とも潜砂率が高いが，粒径が粗くなるにしたがって，まずトラエビ，続いてアカエビ，サルエビと潜砂率が低下していき，キシエビの潜砂率は底質の粒径に関係がなく高かった。

一般に，底棲生物の潜砂能力は成長に伴って大きくなる（Fuss 1964, Tanda 1989）。実験に用いた個体の大きさは種によって異なり，サルエビが最も大きく，キシエビが最も小さかった(Table 2)。これらのエビ類の雌が成熟に達する大きさは，トラエビで頭胸甲長13 mm以上（池末 1963），アカエビで15 mm以上（阪地他 1992），サルエビで14 mm以上（安田 1958），キシエビで体長48.6 mm以上（小坂 1977）であり，雄が成熟に達する大きさは雌より小さいのが普通である。

この実験に用いたトラエビ，アカエビ，サル

エビのほとんどの個体はこれらの大きさを越えていたので，既に成体に達していたと考えられた。したがって，実験で測定されたこれら3種の潜砂率は成体の潜砂能力を反映したものであると考えられた。一方，実験に用いたキシエビは，その大きさから判断して，まだ成体に達していない個体も多く含まれていたと考えられる。したがって，キシエビの成体の潜砂率は実験で得られた高い値よりさらに高いであろうと予想された。

また，クルマエビの潜砂能力と歩脚の障害率の間には負の相関が認められ（石田 1974），本実験でも歩脚が潜砂行動において重要な働きをすることが観察されたことから，歩脚の欠損状況の違いも潜砂率に影響を与える可能性がある。この実験に用いた個体の歩脚の欠損状況は種によって異なり，トラエビとキシエビで歩脚の欠損した個体が多かった（Table 3）。そこで，歩脚の欠損のない個体だけを用いて潜砂率を求め，全個体を用いて求めた潜砂率と比較した。

歩脚の欠損のない個体だけから求めた潜砂率は，いずれの底質でもキシエビとサルエビで高く，G 検定においても底質との連関が認められなかった。一方，トラエビとアカエビでは，0.5%水準で潜砂率と底質との連関が認められ，底質が粗くなると潜砂率は大幅に低下した（Table 5）。これらの結果を全個体から求めた潜砂率と比べると，サルエビだけが異なったものの，他の3種では似たような傾向を示した。したがって，実験に用いた個体の歩脚の欠損状況は，サルエビの潜砂率に影響を与えた可能性があるものの，他の3種にはそれほど大きな影響を与えていないと考えられた。

エビ類の行動は水温条件によっても影響を受ける（Fuss and Ogren 1966）。実験期間中の水温は 18.3～25.8°C と一定ではなかった。しかし，甲長組成の推移から推定するとアカエビが成長する水温は 18°C 以上であり（阪地他 1992），飼育実験におけるサルエビが正常な脱皮を行うのは 15°C 以上である（今林・山田 1991）。したがって，本実験を行った 18.3～25.8°C の水温は，これらのエビ類の飼育水温として適当であると考えられた。

以上のことから，この実験で用いた個体の大きさと歩脚の欠損状況，および水温条件は種により異なったものの，ここで観察された潜砂率の差は種の持つ潜砂能力の差であると評価できると判断した。つまり，これら4種の潜砂能力

Table 5. The numbers of burrowing and non-burrowing individuals and the burrowing rates (%) in each species in each aquarium for the individuals with entire legs.

Species		Aquarium			
		A	B	C	D
*Metapenaeopsis accvlivis****	Burrowing	22	6	4	0
	Non-burrowing	9	17	20	20
	Burrowing rate	70.97	26.09	16.67	0.00
*M. barbata****	Burrowing	57	53	37	0
	Non-burrowing	10	19	36	65
	Burrowing rate	85.07	73.61	50.68	0.00
M. dalei	Burrowing	16	23	22	29
	Non-burrowing	8	6	2	4
	Burrowing rate	66.67	79.31	91.67	87.88
Trachypenaeus curvirostris	Burrowing	21	22	26	14
	Non-burrowing	2	1	3	6
	Burrowing rate	91.30	95.65	89.66	70.00

*** As a result of G test, burrowing rate is significantly associated with grain size of sand at $p<0.005$.

は，優れている順にキシエビ，サルエビ，アカエビ，トラエビであった。特に，キシエビとサルエビは粒径 1.0～2.0 mm という非常に粗い底質にも潜砂することができ，トラエビは粒径のかなり細かい底質でないと潜砂することができないことが明らかとなった。

サルエビが実際に漁獲される漁場の底質は，粗い底質である場合（安田 1949，安田 1956）と細かい底質である場合（八柳他 1955，宇都宮 1959，前川 1961）があり，分布と底質との関連があまり明瞭でないとの報告もある（阪地・東海 1990）。このように多様な底質において分布を示すことは，本種の強い潜砂能力から説明できよう。

一方，アカエビ属においては，キシエビは粗い底質で漁獲されるとの報告が多く（八柳他 1955，八柳・前川 1957，宇都宮 1959，前川 1961，阪地・東海 1990），アカエビが泥質などの細かい底質に分布し，トラエビが砂質等の粒径の粗い底質に分布する傾向があるとの報告が多い（安田 1949，八柳他 1955，安田 1956，宇都宮 1959，前川 1961）。これらアカエビとトラエビの分布する底質に関する報告は，今回求められた潜砂能力とは矛盾する。しかし，過去においてアカエビとトラエビの種の同定に誤りがあったことが指摘されており（林 1974，阪本・林 1977，浜中 1977），そのために今回の実験結果と必ずしも一致しなかったと考えられる。最近では，トラエビは粒径の細かい底質に多く分布すると報告されていることや（浜中 1977，東海・阪地 1989，阪地・東海 1990），今回の実験結果から，アカエビとトラエビではアカエビの方がより粗い底質に分布するとするのが妥当であろう。

アカエビ属3種において，瀬戸内海では底質の粒径の粗いところから細かくなるにしたがって，キシエビ，アカエビ，トラエビと分布する傾向があり（東海・阪地 1989，阪地・東海 1990），潜砂能力の強い種が全域に優先しているわけではない。したがって，これらの分布特性を規定する要因が潜砂能力以外にも存在すると考えられる。

しかし，潜砂できない底質には分布できないと考えれば，その分布可能域はおのずと限定されてくる。今回得られた結果は，このような分布のための必要条件の一つを示したものであり，今後，クルマエビ類の分布特性を明らかにするためには，他の要因についても解明する必要があろう。

文　献

Dall, W. and D. M. Smith, 1986: Oxygen consumption and ammonia-N excretion in fed and starved tiger prawns, *Penaeus esculentus* Haswell. *Aquaculture*, 55, 23–33.

Egusa, S., 1961: Studies on the respiration of the "Kuruma" prawn, *Penaeus japonicus* Bate—II. Preliminary experiments on its oxygen consumption. *Bull. Japan. Soc. Scient. Fish.*, 27 (7), 650–659.

Fuss, C. M., 1964: Observations on burrowing behaviour of the pink shrimp, *Penaeus duorarum* Burkenroad. *Bull. Mar. Sci. Gulf Caribbean*, 14, 62–73.

Fuss, C. M. and L. H. Ogren, 1966: Factors affecting activity and burrowing habits of the pink shrimp, *Penaeus duorarum* Burkenroad. *Biol. Bull. mar. biol. Lab., Woods Hole*, 130, 170–191.

浜中雄一，1977：若狭湾西部海域（丹後海）におけるエビ類の研究—Ⅰ，トラエビの分布と生態について．京都水試報（昭和50年度報告書），101–108.

林　凱夫，1974：大阪湾におけるえびこぎ網漁獲物組成の変化について．大阪水試研究，4, 76–91.

池末　弥，1963：有明海におけるエビ・アミ類の生活史，生態に関する研究．西水研研報，30, 1–124.

今林博道・山田　寛，1991：サルエビの脱皮と成長に及ぼす水温の影響．日本ベントス学会誌，41, 47–53.

石田雅俊，1974：クルマエビ人工生産種苗の潜砂能力，特に歩脚の障害との関係について．栽培技研，3(2), 11–18.

石岡宏子，1973：クルマエビ人工種苗の生理生態に関する研究．南西水研研報，6, 59–84.

小坂昌也，1977：仙台湾産キシエビ *Metapenaeopsis dalei*（Rathbun）の生態．東海大学紀要海洋学部，10, 129–136.

Kubo, I. and E. Asada, 1957: A quantitative study

on crustacean bottom epifauna of Tokyo bay. *J. Tokyo Univ. Fish.*, 43(2), 249–289.

Le Guen, J. C. and A. Crosnier, 1968: Contribution à l'etude du rythme quotidien d'activité de la crevette *Penaeus duorarum* Burkenroad (Crustacea Decapoda Natantia). *Bull. Mus. natn. Hist. nat.*, 2e sér., 40(2), 342–350.

Le Reste, L., 1970: Contribution à l'etude du rythme d'activité nocturne de *Penaeus indicus* et *Parapenaeopsis acclivirostris* (Crustacea Decapoda Natantia). *Cah. ORSTOM, sér. Océanogr.*, 8(3), 3–10.

前川兼佑，1961：瀬戸内海，特に山口県沿海における漁業の調整管理と資源培養に関する研究．山口内海水試調査研究業績，11(1), 1–483.

前川兼佑・八柳健郎，1953：山口県瀬戸内海産重要生物の生態学的研究，さるえび *Trachypenaeus curvirostris* (S) あかえび *Metapenaeopsis barbatus* (D) とらえび *M. acclivis* (R) の生態学的研究．山口内海水試調査研究業績，5(1), 1–10.

阪地英男・東海　正，1990：安芸灘における小型エビ類の分布．漁業資源研究会議西日本底魚部会報，18, 59–67.

阪地英男・東海　正・佐藤良三，1992：瀬戸内海安芸灘におけるアカエビの成長と成熟．日水誌，58(6), 1021–1027.

阪本俊雄・林　健一，1977：紀伊水道における小型底びき網漁業のエビ類．日水誌，43(11), 1259–1268.

反田　實，1988：人工生産ヒラメの潜砂能力．水産増殖，36(1), 21–25.

Tanda, M., 1989: Studies on burying ability in sand and selection to the grain size for hatchery-reared Marbled sole and Japanese flounder. *Nippon Suisann Gakkaishi*, 56(10), 1543–1548.

東海　正・阪地英男，1989：瀬戸内海における小型エビ類の分布．第21回南西海区ブロック内海漁業研究会報告，55–70.

通山正弘・林　健一，1982：土佐湾の砂泥性，浮遊性エビ類とその分布．南西水研報，14, 83–105.

宇都宮　正，1959：周防灘の4漁場におけるエビ類の組成・分布等の変異について．山口内海水試調査研究業績，10(1), 39–86.

Wickham, D. A. and F. C. Minkler Ⅲ, 1975: Laboratory observations on daily patterns of burrowing and locomotor activity of Pink shrimp, *Penaeus duorarum*, Brown shrimp, *Penaeus aztecus*, and White shrimp, *Penaeus setiferus*. *Contr. mar. Sci. Univ. Texas*, 19, 21–35.

Williams, A. B., 1958: Substrates as a factor in shrimp distribution. *Limnol. Oceanogr.*, 3, 283–290.

安田治三郎，1949：サルエビ *Trachypenaeus curvirostris* (Stimpson) の生態に関する二・三に就て．日水誌，15(4), 180–189.

安田治三郎，1956：内湾における蝦類の資源生物学的研究（Ⅱ）各論 各種類の生態に関する研究．内水研研報，9, 1–91.

安田治三郎，1958：内湾における蝦類の資源生物学的研究．内水研研報，11, 171–198.

八柳健郎・前川兼佑・宇都宮　正，1955：周防灘における稚蝦の分布について．山口県内海水産試験場調査研究業績，7(1), 43–62.

八柳健郎・前川兼佑，1957：山口県瀬戸内海産重要生物の生態学的研究，第15報，キシエビ *Metapenaeopsis dalei* (Rathbun) の生態．山口内海水試調査研究業績，9(1), 13–20.

1994年12月1日受理（Accepted December 1, 1994）
南西海区水産研究所業績A第32号（Contribution No. A32 from the Nansei National Fisheries Research Institute）
阪地英男：南西海区水産研究所高知庁舎　〒780 高知市桟橋通6-1-21（H. Sakaji: Nansei National Fisheries Research Institute, Kochi Station, Sanbasidori, Kochi 780, Japan）

南西水研研報 (Bull. Nansei Natl. Fish. Res. Inst.), No. 28: 9–20

漂流ブイ調査によって推定した瀬戸内海伊予灘における カタクチイワシ仔魚の微細分布と移動

福田　雅明・花村　幸生

Small Scale Distribution and Transport of the Japanese Anchovy, *Engraulis japonica*, Larvae determined from a Free-Drifting Buoy Survey in Iyo-Nada, Seto Inland Sea

Masaaki Fukuda and Yukio Hanamura

The small scale distribution and transport of the Japanese anchovy (*Engraulis japonica*) larvae was studied in Iyo-Nada, Seto Inland Sea, by tracking a free-drifting buoy attached with a radar reflector over a 48 hour period and the surface abundance of anchovy larvae monitored using a fish pump. The free-drifting buoy was released onto the surface water at midnight on 7 July 1993 and it moved counter-clockwise being transported westward along the edge of a cold water mass formed at the center of the research area. The traveling distance of the buoy over the 48 hour period totaled about 50 km. The anchovy larvae were collected by 5 minutes pumpings at 12 positions at 6 hour intervals on a crossline which was established in relation to the position of the free-drifting buoy. The total number of larvae caught in the daytime was larger in number than at night throughout the two days. The mean standard length of larvae tended to decrease during the first 24 hours but then increased in the later 24 hours. The continuous samplings on the closslines revealed that the abundance of larval anchovy in the daytime were higher than at night, and noticeably high aggregations were encountered at two or more stations in the daytime, in contrast consistently low densities at all sampling points were found during the night series. This possibly resulted from the daytime aggregation and the night-time dispersion rather than any vertical migration.

Key words: *Engraulis japonica*, larvae, free-drifting buoy, distribution, Seto Inland Sea

瀬戸内海におけるカタクチイワシは仔稚魚はシラスとして，さらに成魚はイリコとして利用され，産業上最も重要な魚種の一つである。しかし，近年は本種の資源量が減少する傾向にあり（永井 1991），漁業者の間に資源動向に関する関心が高く，卵仔魚からシラスにいたるまでの生残率の推定や資源動向の正確な予測が期待されている。

魚類発育初期の生残率を推定するために，産卵場や生育場に分布する仔魚の成長に伴う個体数の変化を検討し，生残曲線を求める試みがなされてきたが（Sette 1943, Farris 1961, Blaxter *et al.* 1988），同一コホートの仔魚を確実に採集しているか，採集点の地理的範囲が分布域を反映しているか，など種々の問題から生残曲線による生残率推定は困難であることが指摘されている（Marr 1956, May 1974）。魚類仔魚は鰭条や筋肉がまだ未発達であることから遊泳能

力が弱く，遊泳能力を獲得するまでふ化した水塊に留まって浮遊生活を送ることが知られている。したがって，仔魚の分布する水塊を追跡して，その内部に生息する仔魚の個体密度の変化を知ることができれば正確な生残率の評価が可能となる。このような目的で仔魚の分布する水塊を追跡するために漂流ブイを投入し，同一水塊内に分布する仔魚の個体数変化や分布特性を検討する調査がなされ（Miller *et al.* 1963, Smith *et al.* 1978, Shelton and Huchings 1982, Henri *et al.* 1982, Fortier and Leggett 1985），その手法の有効性が指摘されている。

本調査は伊予灘に分布するカタクチイワシ仔魚の生残率を評価する調査の一環として，漂流ブイを用いて仔魚の分布する水塊がどのように移動するか，また水塊内に分布する仔魚がどのような分布構造を持つか把握し，今後天然海域での生残率を評価するための基礎資料を得る目的で実施した。

材料と方法

調査はカタクチイワシの卵仔魚が例年多く出現する伊予灘の佐多岬先端付近からシラス漁場のある中予市沖の海域で行った（Fig. 1）。1993年7月3，4，5日に調査海域の海洋環境を把握するために水温，塩分濃度の観測を行い，7月7，8日に漂流ブイを投入・追跡し，ブイを

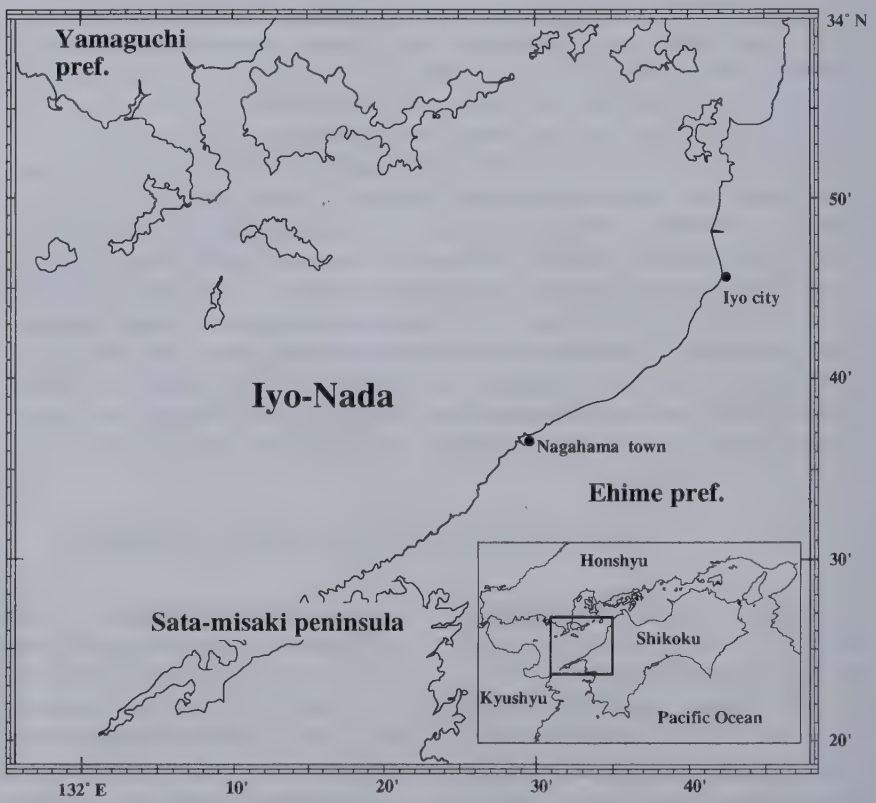


Fig. 1. Map of the study area. The free-drifting buoy was released at midnight on the 7 July 1993 and the Japanese anchovy larvae were collected at 6 hour intervals over two days after the release of the buoy.

中心とした6マイル四方内のカタクチイワシ仔魚の採集調査を行った。海洋観測の測点は調査海域をほぼ網羅するように20測点設定し，CTD による水温と塩分濃度の観測を行った。漂流ブイは電波発信装置を内蔵しており，先端にレーダー反射板を取り付けて使用した。また，Fig. 2 に示すように幅 2 m，高さ 5 m の抵抗板をブイに係留して風による漂流を防いだ。本調査海域は例年産卵場が形成され，産卵場の近傍には仔魚が分布していることから，魚群探知機で魚群の反応があった地点に漂流ブイを投入した。仔魚の採集はブイを投入後，それを中心に緯・経度線に沿って設定した測線上を，4ノットで3マイルずつ航走しながら行った。採集器具は口径 50 cm，側長 5 m，目合い 0.5 mm のネットを用いた (Fig. 3)。このネットを調査船

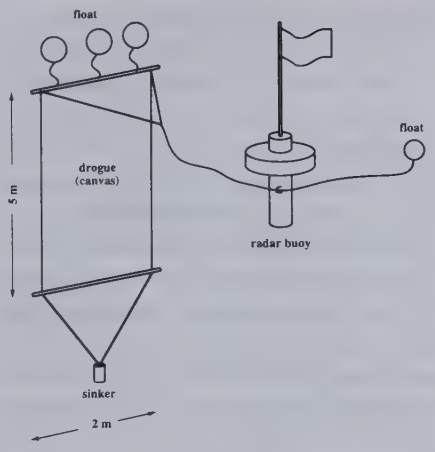


Fig. 2. Schematic drawing of the free-drifting buoy system used in this study.

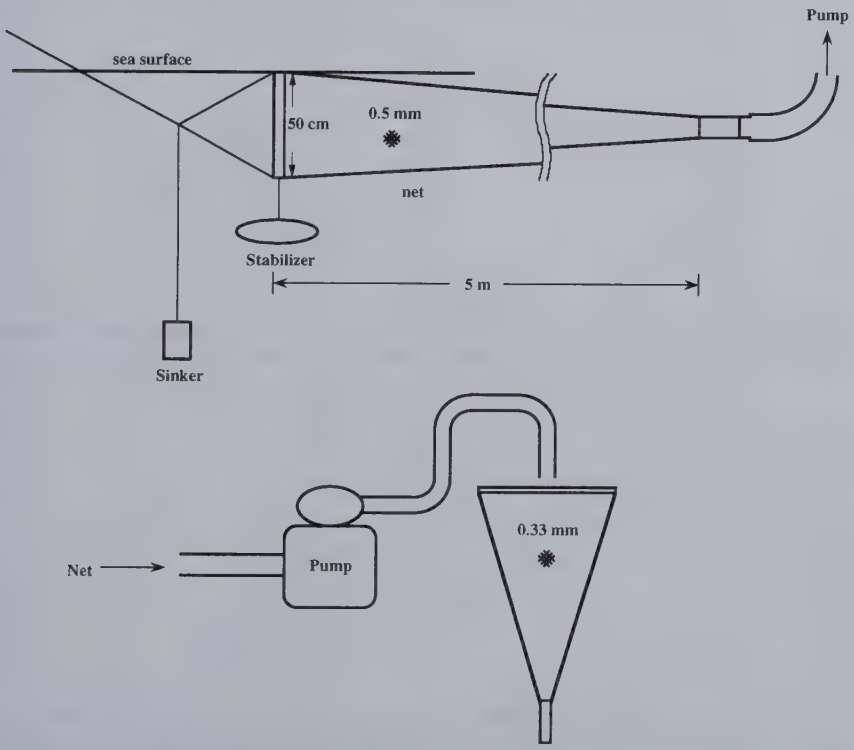


Fig. 3. A schematic diagram of the sampling apparatus. Surface water was continously pumped up through the cod end of the net and the anchovy larvae were sieved for five to ten minutes intervals.

の右舷水面直下に固定し，後甲板に設置したポンプとネットのコッドエンドをホースで連結して，航走しながらコッドエンド部から汲み上げた海水を目合い 0.33 mm のネットで濾過して仔魚を採集した。

仔魚採集の手順として，ブイ投入後真西に航走し，5分間採集，10分間待機を繰り返し，ブイから3マイル地点に達した後にブイの真北3マイルの地点に移動した。この地点から南へ航走しながら再び5分間採集，10分間待機を繰り返し，北の点から6マイル（ブイから3マイル）の地点まで採集した後，ブイから真東3マイルの地点へ移動して西に向かって再び同様の採集を行った。このようにブイを中心とした十字型の航走による仔魚の採集を1クールとし，それぞれのクールを6時間間隔で行った。各測線での採集は3回となり，東西南北4測線で計12回の採集を行った。したがって，2昼夜で計8クール，合計95の仔魚試料が得られた（1回は事故によって欠損）。採集された仔魚は直ちに10％の海水ホルマリンで固定した。標本は実験室に持ち帰った後に，カタクチイワシ仔魚と他の魚類仔魚に分類した。そのうちカタクチイワシ仔魚については標準体長（吻端～尾骨末端：以下体長）を1試料100個体を上限として計測した。

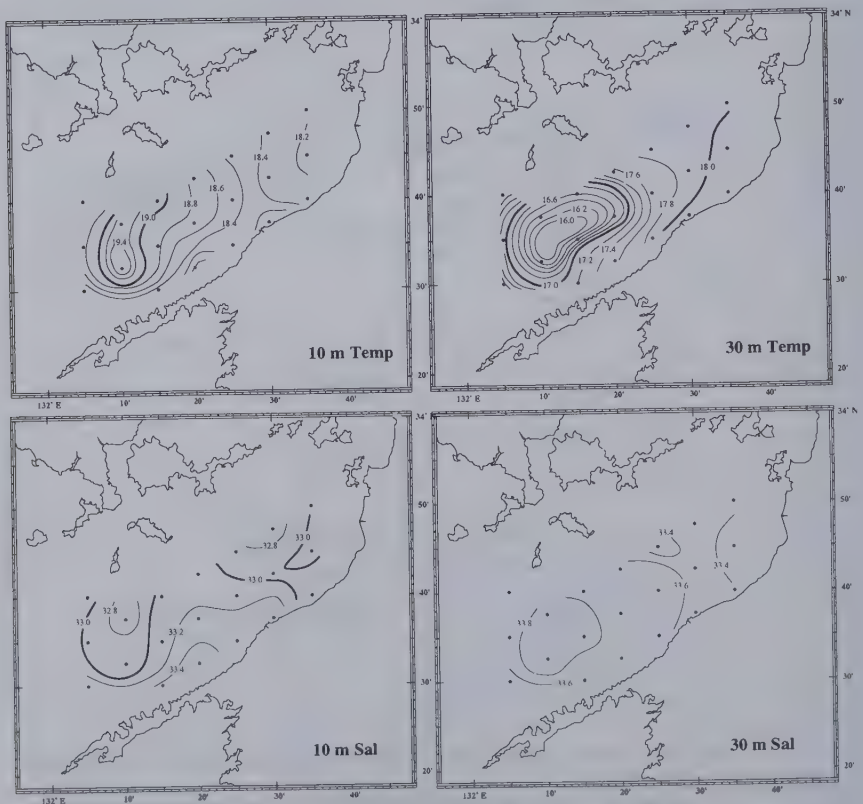


Fig. 4. Horizontal profiles of the temperature and salinity at 10 m and 30 m in the study areas 2 and 3, July 1993.

結　　果

調査海域の海洋環境

調査海域における水深 10 m，30 m 層の水温および塩分濃度の水平分布を Fig. 4 に示した。10 m 層の水温分布をみると，調査海域の西側に佐多岬半島沖の北方から南向きに舌状に張り出した暖水が認められ，東側に向かって水温の低くなる傾向がみられた。一方，30 m 層では水深 10 m で舌状に張り出した暖水域の直下に，16°Cの中心水温を持つ等水温線の込み合った冷水の塊が存在し，これが東西に長い楕円形に広がっていた。10 m 層の塩分濃度分布は暖水の張り出し域に低塩分水の北からの貫入を示しており，また佐多岬から愛媛県沿岸部に沿って西から東に向かう高塩分水の広がりがみられた。一方，佐多岬半島北側の 30 m 層にある冷水は中心域で最も塩分濃度が高く33.8であった。

漂流ブイの移動

漂流ブイの投入位置は北緯33度37.5分，東経132度21.3分で佐多岬半島の付け根付近から約 6 マイル沖合いの地点であった (Fig. 5)。投入された漂流ブイは約24時間の間，愛媛県沿岸に沿うように，潮汐によって平均 0.9 km/h の速度で南西から東南方向に往復運動をしていた。しかし，7 月 8 日の午前 0 時頃から漂流ブイは進路を南西方向から西寄りに変えて移動し始め，その後は潮汐によって北方向と西方向に往復運動をとるようになり，しだいに西方へ流れた。この間，北方向の移動速度は平均 0.6 km/h で西方向の移動速度は平均 1.5 km/h であった。

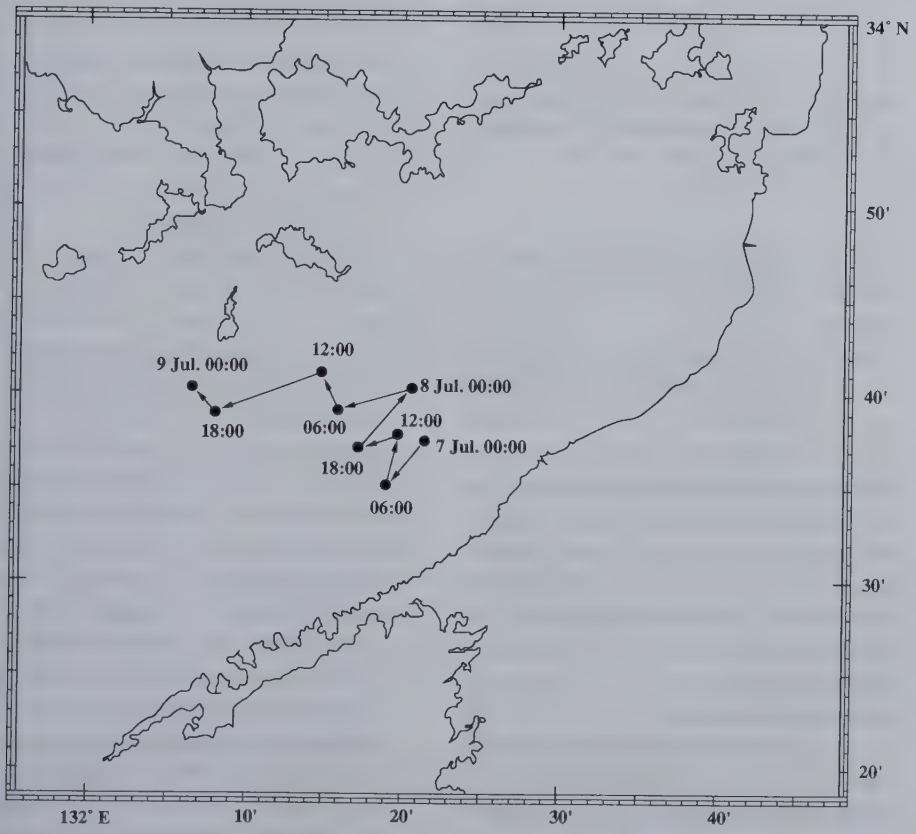


Fig. 5. The track of the free-drifting buoy.

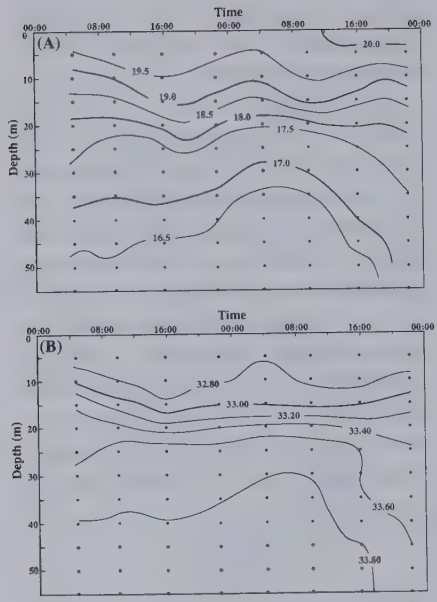


Fig. 6. Variations with time of the vertical distribution of temperature (A) and salinity (B) of the water mass tracked by the free-drifting buoy.

7月7日午前0時から7月9日午前0時までの総移動距離は 48.5 km，平均移動速度は 1.0 km/h であった。

漂流ブイ投入後6時間毎のブイ直下における水温と塩分濃度の鉛直断面図を Fig. 6 に示した。水温，塩分濃度ともに7月8日16時頃まではほとんど変化しなかった。しかし，7月8日16時以降は表層および 30 m 以深で水温の上昇が，また 30 m 以深で塩分濃度の低下が認められた。但し，水深 5 m から 20 m 層にかけては7月7日のそれと比べても水温と塩分濃度はほとんど変化せず，漂流ブイは調査期間を通じてほぼ同一の水塊内に存在したものと推測した。

仔魚の採集量と体長

調査全体を通じて採集されたカタクチイワシ仔魚は10,040個体で，体長範囲は4.9～27.0 mm であった。各クール毎に採集された仔魚の個体数と平均体長を Fig. 7 に示した。採集個体数は7月7日の午前6時から9時38分までが

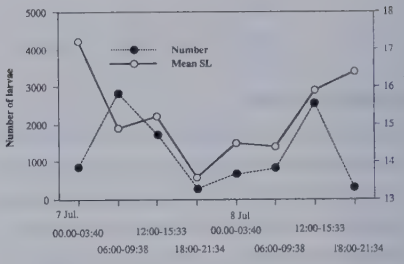


Fig. 7. Variations in the mean standard length and abundance of the Japanese anchovy larvae with time. The larvae taken at every 6 hour intervals were combined.

2,836個体で最も多く，7月8日の午後0時から3時33分までの2,547個体がこれに次いで多かった。調査期間を通じて深夜あるいは夜間における採集数が少なくなる傾向がみられ，特に午後6時からの採集は両日ともに300個体程度と他の時間帯に比べて明らかに少なかった。7月7日においては，採集個体の平均体長は時間とともに減少する傾向を示し，午後6時から9時34分までに採集された個体の平均体長は 13.6 mm と最小となり，翌8日の午前0時以降は再び平均体長が増加した。

各クール毎の体長組成から（Fig. 8），最大平均体長を示した7月7日午前0時から3時40分ではモードが体長 19 mm にあり平均体長より大きかったが，採集物中に小型個体の出現もみられ，体長範囲の広いことが特徴となっていた。つづいて午前6時からと午後0時からのクールでは体長組成は類似し，両者ともモードは 15 mm にあった。7月7日の夜間のクールでは，採集個体数が少なく不明瞭ではあるが，体長 11 mm と 15～16 mm にモードを持つ2峰型の体長組成が認められた。7月8日になると再び単峰型の体長組成となり，深夜から午前中にかけてのクールではモードが 14 mm 付近にあった。7月8日の午後になると体長約 16 mm にモードのある釣り鐘状の体長組成となり，同日午前中と比べて組成が異なる傾向がみられた。7月8日の夜間ではやはり体長 16 mm 付近にモードが存在したが大型個体の出現がみられ，同日午後に比べて体長範囲は広くなっていた。

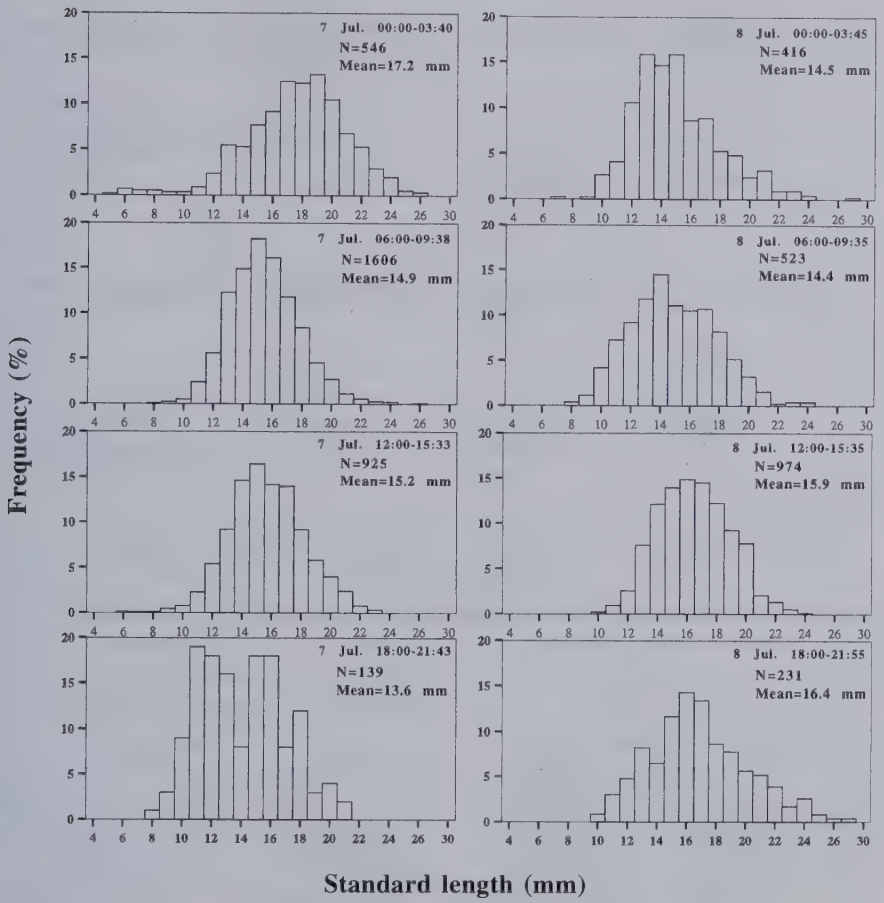


Fig. 8. Length-frequency distributions of Japanese anchovy larvae. The larvae taken at every 6 hour interval were combined.

仔魚の微細分布構造

Fig. 9 に各クール毎の航跡図を示した。ブイが経時的に水塊と共に移動したため地図上では正確な十字形とはならなかったが，採集ラインは常にブイを中心としてその都度設定され，極端なブイからの離脱もみられなかった。このことと漂流ブイ直下の水温，塩分は調査を通じてほぼ同じ値を示したことから，ブイは同一水塊に乗って移動したと考えられる。そこでブイを中心とした十字型の測線が相対的にほぼ維持されたものと仮定して，各採集点で得られた仔魚の分布を検討した（Fig. 10）。

7月7日の深夜～早朝（午前0時から4時）にかけてはブイ近傍と西測線の西端および北測線の北端の採集点で5分間あたり109～243個体の採集があったが，他の点では5～70個体と少なかった。しかし，同日午前中になると全体に採集数が増加し，ブイ近傍の南北測線上では連続して5分間あたり500個体以上の仔魚が採集された。また，このクールでは東西測線上でも採集数が多くなり，東端の点では380個体に達した。7日の午後になると東西方向測線上の採集数が多く，ブイの東側採集点で600個体と当日中で最高の採集数があったものの，南北方向の測線上では全点で採集数が減少し，明瞭なピークがみられなくなった。夕方から夜間にか

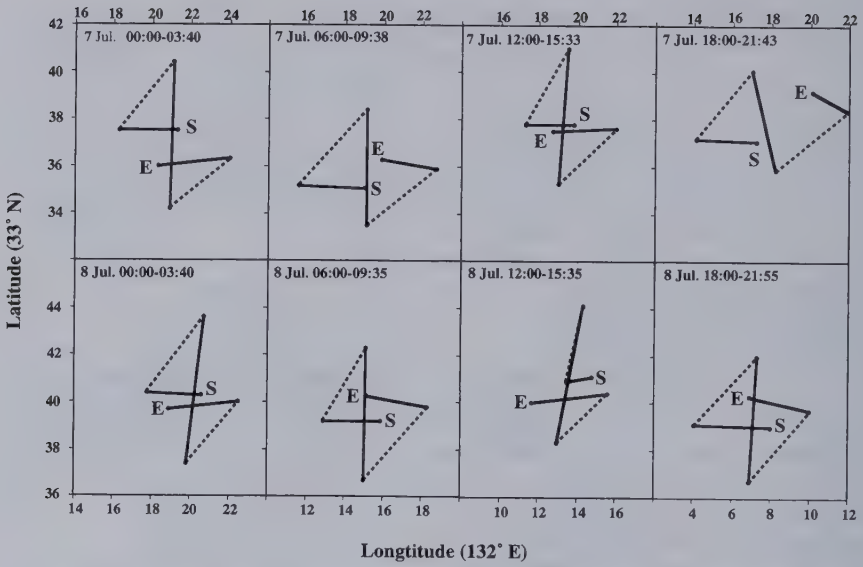


Fig. 9. Actual survey tracks. Collections of anchovy larvae were not made on the dashed lines. S, start; E, end.

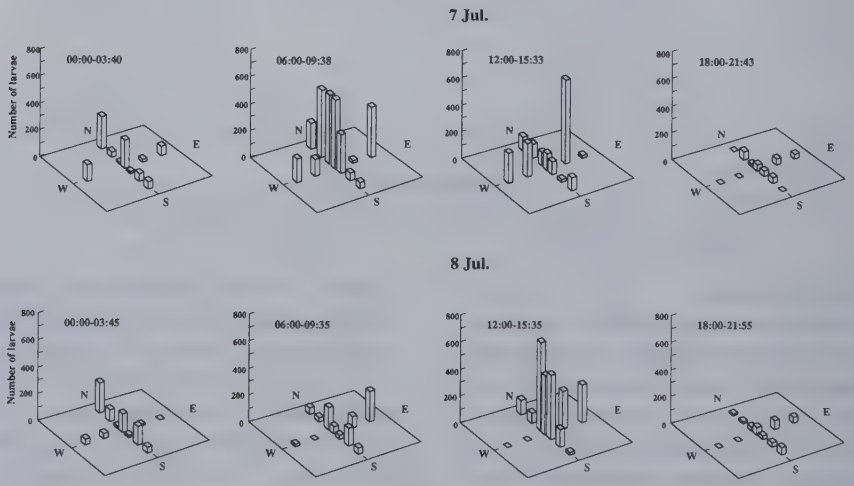


Fig. 10. Abundance of the Japanese anchovy larvae at each sampling positions.

けては全点で採集数が極めて少なくなった。7月8日の早朝になると南北測線上の3測点で5分間あたり130～228個体が採集され，7日の早朝と類似した分布がみられた。8日の午前中（午前6時から10時）ではブイ近傍から東側にかけて採集数が多く125～233個体／5分間の範囲にあった。午後になるとブイを中心として東側の点で採集数が多くなり，ブイに隣り合った

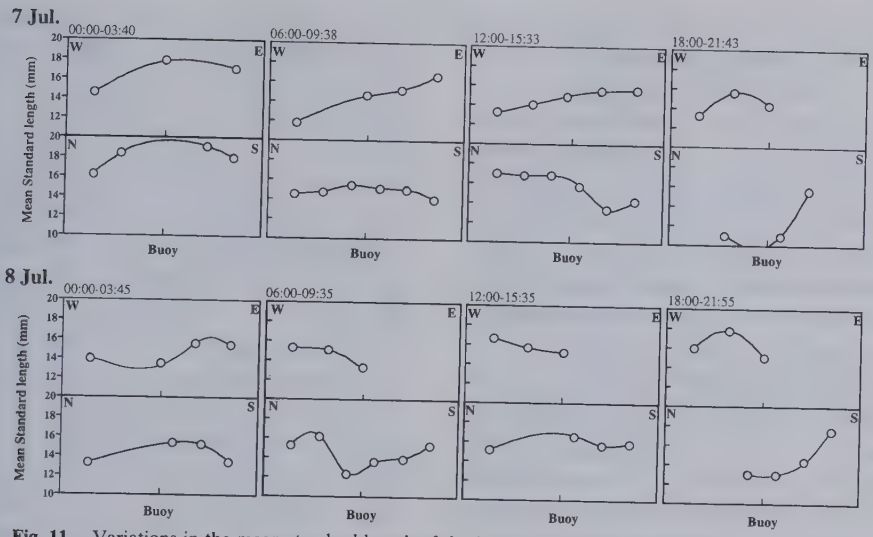


Fig. 11. Variations in the mean standard length of the Japanese anchovy larvae along the latitudinal and longitudinal lines. S, south; N, north; E, east; W, west.

北側の点では653個体が採集され，1採集点としては本調査を通じて最も多かった。8日の夜間になると再び採集数が激減し7日の夜間と類似した分布となった。

つぎに各クール内で採集された仔魚の測点別平均体長の変化を東西測線と南北測線に分けて検討した（Fig. 11）。なお，採集数が30個体以下の点については除外した。7月7日の早朝（午前0時から4時）ではブイ付近の平均体長が最も大きく，縁辺に向かうほど小型個体が多くなっていた。7日で最も採集数の多かった午前中では東西測線では東側に向かうほど大型個体が多かったが，採集個体数の多い南北測線では平均体長に大きな差は認められなかった。同日午後になると東西測線では午前中と同様に東へ向かうほど平均体長が大きくなっていたが，南北測線ではブイより南側に小型個体が多く採集されるようになった。7日の夜間（午後6時から10時）は採集個体数が少なく明瞭ではないがブイ付近に小型個体が多い傾向が窺われた。8日の深夜では東西測線では東側に大型個体が多く，南北測線では南側がやや平均体長の大きい個体が分布する傾向がみられた。午前中になると北側で平均体長が大きく，ブイ付近で一時的に小型個体の出現がみられたが，再び南に向かって平均体長が増加していた。東西測線では西からブイに向かって平均体長が減少する傾向がみられた。8日で最も採集量の多い同日午後では東西測線，南北測線ともに平均体長はほぼ類似した値であった。8日の夜間になると7日同様にブイ付近に小型個体が多くなる傾向がみられ，分布パターンと同様に体長分布もやはり7日の夜間と類似していた。

考　　察

30 m 層の水温分布図でみられたように，本調査時の伊予灘では佐多岬半島沖に明瞭な冷水性の水塊が認められた。また，10 m 層の水温分布図からは冷水性水塊の上層に北から南に向けた暖水の貫入があり，表層には南向きの流れのあることが推定された。柳ら（1992）は伊予灘で残差流の解析を行い，冬から夏にかけて愛媛県沿岸沿いに東流が存在し，長浜町に注ぐ肱川周辺で北流へと変化することを報告している。また，俵ら（1987）は夏期に外海水が底層を通って伊予灘に流入することを示している。本調査の 10 m 層における塩分濃度の分布におい

ても，愛媛県沿岸沿いには外海起源と思われる塩分の高い水域が沿岸沿いに認められた。したがって，本海域の夏期には外海水を起源とする流れが沿岸域を東進し，長浜町付近から北向きに流れが変わることによって反時計回りの流れを生じさせる可能性が示唆される。本調査で漂流ブイを投入した地点は冷水性水塊の東南の縁辺部で，30 m 深の水温図では17.0℃から17.4℃，10 m 深ではほぼ18℃の水温帯であった。ブイ直下における各層の水温，塩分濃度は今回の調査を通じてほとんど変化しないことや10 m 層および30 m 層のブイ直下における水温が冷水性水塊の縁辺部の水温とほぼ同じであったことから，ブイは複数の水塊に亙って移動していったとは考えにくく，同一水塊内に留まって冷水性水塊の縁辺部を反時計回りに北西方向に流されていったものと考えられる。

このような観点から，採集されたカタクチイワシ仔魚は同一水塊内に分布するコホートと考えられる。したがって，一定の期間内の体長の増加は成長率を示し，個体密度の変化は死亡率を示すことになる。本調査における6時間毎の平均体長は1日目は減少して7月7日の夜間に最小値を示し，その後は増加していた。2日目の平均体長の増加も体長組成から判断して成長によってもたらされたとは考えにくく，むしろ水塊内での仔魚サイズの多様性を反映したものと判断される。また，調査した両日とも日中に採集数のピークがあり，夜間と日中では採集数に一桁以上の差があることなどから生残率の評価ができるデータとはならなかった。昼夜で採集数に差の認められた原因の一つとして仔魚の採集が表層に限られたことがあげられる。したがって，生残率や成長率を評価するためには鉛直分布を考慮に入れた採集方法を用いる必要があろう。

多くのニシン目魚類と同様にカタクチイワシ類も仔魚期から日周鉛直移動を行うことが知られており（Blaxter and Hunter 1982），通常夜間は表層を含めた上層に浮上し，日中は中層に分布すると考えられている。したがって，ネットからの逃避行動のない夜間に大型の個体が採集され，採集量も多いことが知られている。しかし，本調査では日中における仔魚の採集数は夜間より顕著に多く，7月7日の夜間では平均体長が13.6 mm で最小となったこと等，夜間採集された試料中に必ずしも大型個体が卓越することはなかった。カタクチイワシ類仔魚の日周移動に関する報告は多いが，日本産カタクチイワシ（*Engraulis japonica*）では Ida（1972）が相模湾と遠州灘で調査を行い，本種は夜間表層に出現し，日中は中層に分布する典型的な魚種と位置付けている。近縁種の北米産カタクチイワシ（*Engraulis mordax*）でも同様な報告が多い（Hunter and Sanchez 1976, Brewer and Kleppel 1986）。一方，日本産カタクチイワシの若狭湾における調査では体長6 mm 以上の個体では本調査結果と同様に日中表層で分布量が多く，夜間は少なくなることが報告されている（桑原・鈴木 1984）。Wood（1971）は大西洋ニシン（*Clupea harengus*）で日中の方が夜間より表層に多く分布しているのを見い出し，また日中でも曇りの日は晴天の日より表層の分布量が多いことから，天候や餌料分布などの環境によって日周移動に変化の生じる可能性を指摘している。本調査の行われた1993年7月は例年になく降雨量が多く，調査実施時も曇天の日が続いた。このことが今回夜間に表層で分布量が少なく，日中に多い現象の一因であった可能性が示唆される。

北米産カタクチイワシではふ化直後の仔魚は温度躍層上部に分布するが成長に伴って日周移動を開始し（Brewer and Kleppel 1986），ふ化後20日前後の体長10 mm ぐらいからパッチを形成する（Hewitt 1981）ことが報告されている。日本産カタクチイワシでも同様な生態的特性を持つとすれば，本調査で採集されたカタクチイワシは体長14～15 mm なので，ある程度の成群性が推察される。そこで次に成群性について考察を行ってみる。本調査では東西方向において3マイルずつ，南北線においては6マイルの距離を10分間隔で5分間の連続採集を行った。その結果，7月7日あるいは8日の早朝（午前0時から4時）や8日の午前中（午前6時から10時）のようにクール毎の採集量が少ない場合，隣り合う採集点でも採集量に差がみられた。こ

のことは，仔魚がパッチを形成していたとしても，パッチの大きさが連続する採集点にまたがらないことを示唆している。一方，採集量の多かった7月7日の午前中（午前6時から10時）や8日午後（午後0時から4時）のクールでは連続する数点でほぼ同量の採集があったり，1測点を中心になだらかに採集量の変化する傾向がみられた。このことは測線上に沿って数点に亙る規模のパッチが存在する可能性を示し，日中は夜間より成群性の高いことを示唆している。この理由として2つのことが考えられる。それは(1)「夜間も日中と同様の成群性を持つが，夜間は日周移動によって深部に移動し，見かけ上成群性が減少する」と(2)「夜間はパッチを形成せずに分散しており，日中は表層でパッチを形成していた」という2つである。魚谷（1973），Hunter and Sanchez（1976）はカタクチイワシ仔魚が夜間鰾に空気を充満させるため表層に浮上してエネルギーの消費量を減少させ，水中広く分散する習性のあることを指摘している。こうした生態的特性を考慮すれば，今回の観測結果からカタクチイワシ仔魚は日中表層でパッチを形成するが夜間は各層に広く分散し，そのため日中と夜間でパッチの規模が異なると考える方が妥当であろう。

以上のことから，本調査時におけるカタクチイワシ仔魚は日中に成群し，夜間は水中広く分散するような分布様式をとり，日中成群した仔魚は何らかの環境要因によって極表層に分布しながら，伊予灘の中央部で反時計回りの海水の流れとともに西方向に移動していたと考えられる。

謝　辞

本研究を行うにあたって有益なご助言を賜った中央水産研究所林小八水産研究官に衷心より感謝申し上げる。また，本原稿を御校閲いただいた南西海区水産研究所正木康昭資源管理部長ならびに内海浮魚資源研究室永井達樹室長に心から感謝の意を表す。さらに，標本の採集にあたって多大な御協力をいただいた調査船しらふじ丸の土谷貞征船長をはじめ乗組員の皆様にお礼申し上げる。

文　献

Blaxter, J. H. S., and J. R. Hunter, 1982: The biology of clupeoid fishes. *Adv. mar. Biol.*, **20**, 1–223.

Brewer, G. D., and G. S. Kleppel, 1986: Diel vertical distribution of fish larvae and their prey in nearshore waters of southern California. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **27**, 217–226.

Farris, D. A. 1961: Abundance and distribution of eggs and larvae and survival of larvae of jack mackerel (*Trachurus symmetricus*). *Fish. Bull. U.S.*, **61**, 247–279.

Fortier, L., and W. C. Leggett, 1985: A drift study of larval fish survival. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **25**, 245–257.

Henri, M., J. J. Dodson, and H. Powles, 1985: Spatial configurations of young herring (*Clupea harengus harengus*) larvae in the St. Lawrence estuary: importance of biological and physical factors. *Can. J. Fish. aquat. Sci.*, **42** (Suppl. 1), 91–104.

Hewitt, R., 1981: The value of pattern in the distribution of young fish. *Papp. P.-v. Rèn. Cons. int. Explor. Mer*, **178**, 229–236.

Hunter, H. R., and C. Sunchez, 1976: Diel changes in swim bladder inflation of the larvae of the northern anchovy, *Engraulis mordax*. *Fish. Bull. U.S.*, **74**, 847–855.

Ida, H., 1972: Some ecological aspects of larval fishes in waters off central Japan. *Bull. Jap. Soc. sci. Fish.*, **38**, 981–994.

桑原昭彦・鈴木重喜，1984: 若狭湾西部海域におけるカタクチイワシ卵・稚仔魚の鉛直分布の昼夜変化．日水誌，**50**, 1285–1292.

Marr, J. C., 1956: The 'critical period' in the early life history of marine fishes. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **21**, 160–170.

May, R. C., 1974: Larval mortality in marine fishes and the critical period concept. In. "The early life history of fish" (ed. by J. H. S. Blaxter), Springer-Verlag, New York, 3–19.

Miller, D., J. B. J. Colton, and R. P. Marak, 1963: A study of the vertical distribution of larval haddock. *J. Cons. int. Explor. Mer*, **28**, 37–49.

永井達樹，1991：瀬戸内海におけるカタクチイワシの漁獲量と資源の動向.南西水研報，*24*, 1–26.

Sette, O. E., 1943: Biology of the Atlantic mackerel (*Scomber scombrus*) of North America. *Fish. Bull. U.S.*, **50**, 149–237.

Shelton, P. A., and L. Hutchings, 1982: Trasport of anchovy, *Engraulis capensis* Gilchirist, eggs and early larvae by a frontal jet current. *J. Conc. int. Explor. Mer*, **40**, 185–198.

Smith, W. G., J. D. Sibunka, and A. Wells, 1978: Diel movements of larval yellowtail flounder, *Limanda ferruginea*, determined from discrete depth sampling. *Fish. Bull. U.S.*, **76**, 167–178.

俵 悟・中田英昭・平野敏行, 1987：西部瀬戸内海の海水交換Ⅰ．ブイ追跡結果からみた速吸瀬戸周辺海域の海水流動．水産海洋研究会報, **51**(2), 134–143.

魚谷逸朗, 1973：カタクチイワシその他イワシ類シラスの鰾と生態について．日水誌, **39**, 867–876.

Wood, R. J., 1971 : Some observations on the vertical distributions of herring larvae. *Rapp. P.-v. Rén. Cons. int. Explor. Mer*, **160**, 60–64.

柳 哲雄・秋山秀樹・山本隆司・小泉喜嗣, 1992：伊予灘三崎半島沖の漁場環境（Ⅸ）—水温変動と残差流の季節変動—．愛媛大学工学部紀要, **12**(3), 329–336.

1994年12月1日受理 (Accepted December 1, 1994)
南西海区水産研究所業績A第33号 (Contribution No. A 33 from the Nansei National Fisheries Research Institute)
福田雅明・花村幸生：南西海区水産研究所 〒739-04 広島県佐伯郡大野町丸石2-17-5 (M. Fukuda, Y. Hanamura: Nansei National Fisheries Research Institute, 2-17-5 Maruishi, Ohno, Saeki, Hiroshima 739-04, Japan)

南西水研研報（Bull. Nansei Natl. Fish. Res. Inst.), No. 28: 21-32

褐藻アカモクの初期生長に及ぼす日長，照度，水温の影響

吉田　吾郎・有馬　郷司・内田　卓志

Effects of Photoperiod, Light Intensity and Water Temperature on the Early Development of *Sargassum horneri* (Phaeophyta)

Goro Yoshida, Satoshi Arima and Takuji Uchida

The early development of *Sargassum horneri* was observed under laboratory culture, in relation to several environmental factors: photoperiod, light intensity and water temperature.

Between the five photoperiods (8 hL-16 hD to 16 hL-8 hD in 2 hr steps), germling growth on the basis of total leaf length was promoted with increasing daylength from 8 hL to 14 hL, however no significant difference was observed between 14 hL and 16 hL. Stem differentiation and elongation was fastest in the 12 hL-12 hD regime and delayed under longer or shorter photoperiods. Transferring young thalli to other photoperiod regimes in the course of culture also indicated that 12 hL-12 hD highly promoted stem elongation. Germling growth was proportional to light intensities from 700 lx to 4000 lx and heavily inhibited at 700 lx. All water temperatures tested in the present study (from 15 to 25°C) appear favorable for germling growth of *S. horneri*.

The favored conditions for germling development obtained in the present study agree with field observations reported so far; young thalli grow in the summer (long daylength), and rapid stem elongation occurs after the autumnal equinox. This suggests that photoperiod and light intensity are important factors for the growth of early life stages of *S. horneri*.

Key words: *Sargassum horneri*, early development, photoperiod, light intensity, stem elongation

アカモク *Sargassum horneri* (Turner) C. Agardh は，1年生で漸深帯に生育し，波の弱いところで大きな群落を作り，北海道東部を除く日本全土から，朝鮮半島，中国にまで分布する最も普通にみられるホンダワラ類である（吉田 1985)。藻場の人工造成が各地で試みられるにあたって，生産力が大きく，再生産が容易なアカモクは，「ガラモ場」造成の素材として，最も注目されている種類の一つである（徳田他 1987)。ホンダワラ類の天然海域における生態の調査研究例は比較的多いが，個々の種についての情報は限られている。アカモクの天然個体群の生長を経時的に追跡した例も少なく，小浜湾（Umezaki 1984)，三浦半島（寺脇 1986）での例しかない。これらはいずれも晩秋から冬にかけて急激な生長を見せ，春に成熟した後枯死流失している。奥田（1987）は，瀬戸内海のアカモクの個体群には秋に成熟するものと，春に成熟するものがあることを報告しているが，現場における生長の追跡はなされていない。藻

場の造成，管理には対象種の生態的知見が不可欠であるが，アカモクをはじめとするホンダワラ類では，生活環と環境要因との関係といった極めて基本的な知見さえ十分であるとは言えない。ひとつには上記のように天然個体群からの情報が少ないこと，またひとつにはホンダワラ類の室内培養系が確立されていないことにより，形態形成，生長，成熟などが具体的にどのような環境要因によって制御されているかが解明できなかったためである。

ところが，近年タマハハキモク *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt (Uchida *et al.* 1991)，アカモク (Uchida 1993) の両種の生活環の室内完結に相次いで成功し，初めて培養系が確立された。これによって単年生の両種で種々の環境要因を制御した生理実験が可能になり，これらの生態への実験室からのアプローチができるようになった。

Uchida (1993) は，2段階の日長条件 (15時間明期－9時間暗期，9時間明期－15時間暗期，以下 15 hL–9 hD，9 hL–15 hD と記載) を設定した培養実験の中で，初期の葉の形成は長日条件下で活発であったこと，茎の伸長は短日条件下で促進されたこと，また成熟には短日から長日条件への移行が必要であったことから，アカモクの生活環が日長によって制御されていることを示唆した。日長については陸上植物一般だけでなく，海藻にとっても，形態形成，成熟等を制御する重要な要因であることは，いくつかの種類について報告がある (Bird and McLachlan 1976)。そこで，本研究ではアカモクの生活環と日長との関係をより明確にするために，天然を模した日長条件を細かく設定し，それらの下での初期生長及び形態形成の様子を比較した。また，あわせて重要な要因と考えられる照度，水温の及ぼす影響も観察し，考察を加えた。

本文に入るに先立ち，御校閲を賜った南西海区水産研究所資源増殖部長の森岡泰啓博士，データの統計処理の情報を提供して頂いた同部介類増殖研究室の薄浩則氏，また実験に際し，適切な御助言を頂いた同部藻類増殖研究室の寺脇利信氏，吉川浩二氏に深謝する。

材料と方法

材　料

1994年3月24日に，伊予灘の二神島で成熟雌雄アカモクを数個体採取し，持ち帰った後屋外水槽中で流水下で蓄養した。4月9日の放卵時に光学顕微鏡下で受精後の卵割を確認し，生殖器床上の卵を滅菌海水中でふるい落とした。得られた受精卵 (幼胚) はパスツールピペットで数回洗浄し雑藻を除いて単藻培養とした。幼胚 (平均長径 289 μm，短径 252 μm) は，直ちに実験に供した。後述の照度実験区については，5月10日に放卵した受精卵 (平均 298 μm×278 μm) を上記と同様に処理した。

培養方法

幼胚の培養には，PESI 培地 (Tatewaki 1966) を用い，生長に応じて容器をマルチウェルプレート (6穴) から，50 ml 容スナップカップ (直径 50 mm，深さ 50 mm) へと移した。茎の伸長の実験では，スナップカップによる静置培養と，1 ℓ のフラスコ中での通気培養と両方を行った。培地の交換は毎回測定の直後に行った。

初期形態形成と生長の観察

初期生長についての観察は，後述の3つの実験区において，週に1回約5週間にわたって行った。すなわち，形態を写真撮影によって記録し，初期生長の指標として各個体の葉の数と各葉の長さの合計長 (全葉長) を測定し，各培養条件ごとに平均値を求めた。

日長実験区　日長条件として，8 hL–16 hD から 16 hL–8 hD まで2時間ごとに計5段階を設定した (Table 1)。18°C に調節した室内に5段式のスチール棚を設置し，各段上部に 30 W 蛍光灯を取り付け，タイマーにより照灯時間を制御した。各段ごとに垂らしたビニール製暗幕により外光を遮断し，照灯時間の差異に伴う各段間の温度差を抑えるためにそれぞれに排気用のパイプを設置し，小型換気扇で強制排気し，空気を循環させた。照灯，消灯に伴う段内の1日

Table 1. Culture regimes used in growth studies on *Sargassum horneri* germlings

	Photoperiod experiment	Light intensity experiment	Water temperature experiment
Photoperiod (hrs) (light-dark)	8–16, 10–14, 12–12, 14–10, 16–8	15–9	12–12
Light intensity (lx)	3000	4000, 2500, 1500, 700	3000
Water temperature (°C)	18～24 (16 hL, 18～21)	20	25, 20, 15
Number of embryos at the start of experiments	18～24	18～24	12

の温度の変動範囲は 18～24°C (16 hL–8 hD 条件では 18～21°C) であった。照度は培養容器表面で 3000 lx になるように調整した。

照度実験区 15 hL–9hD (以下 15 hL と略記), 20°C に設定した培養庫を用い，照度は蛍光灯光源からの距離によって，700～4000 lx の範囲 (培養器表面) で 4 段階に調節した (Table 1)。

水温実験区 水温実験は，12 hL–12 hD，3000 lx に設定した多段温度式培養庫を用いて，15°C，20°C，25°C の 3 条件で実施した (Table 1)。

茎の伸長と日長の関係

ホンダワラ類では，初期生長に続き茎の急速な伸長がみられる。初期生長観察の終了後，日長実験区において，茎の伸長の開始時期と伸長の様子を引き続き追跡した。茎の伸長を促進するために，各条件で 3～5 個体を 1 ℓ フラスコに移し，通気しながら培養した。アカモクの葉の配列は開度2/5の螺旋状 (Umezaki 1984) で，初期には葉が藻体の中心軸から次々と連続的に形成され，葉同士の上下の判別が困難であるが，茎の伸長に伴って分かりやすくなる。隣接する葉の葉柄の基部の間隔が 1 mm 以上となったときに，茎の伸長を開始したものと便宜的にみなし，各条件下において，培養個体の半数以上に茎の伸長が確認された時点を茎の伸長開始時期とした。また，伸長開始後の茎の長さを 1 週間から 2 週間に 1 度測定した。仮根基部から，生長端までの距離をもって茎長とした。

また，日長の変化が茎の伸長に及ぼす影響を明らかにするために，培養開始後55日目にそれぞれ 3 個体ずつを異なる日長条件下に移し (Table 2)，通気培養下で同様の観察を行った。

Table 2. Experiments of transferring young *Sargassum horneri* to another photoperiod regime after 55 days of culture

	Transfer		
1.	8 hL–16 hD	→	12 hL–12 hD
2.	16 hL– 8 hD	→	12 hL–12 hD
3.	12 hL–12 hD	→	16 hL– 8 hD
4.	8 hL–16 hD	→	16 hL– 8 hD
5.	16 hL– 8 hD	→	8 hL–16 hD

結　　果

日長実験区の初期生長と形態

日長実験区の初期形態形成の特徴は基本的には 第 1 葉及び第 2 葉までは線形全縁で，実験30日目までには全ての条件下でアカモク特有の線形で羽状の切れ込みを持つ葉が見られ，寺脇他 (1983) の鹿児島湾における同種についての観察と同じであった。しかし，同一条件下においても個体差はあるものの，葉の形態は各条件間で若干異なっていた。すなわち，8 hL 条件下では，葉は短く，切れ込みは比較的浅く，重鋸歯の発達が認められた。明期が長くなるにつれて葉長は増大し，切れ込みの深い葉が多くなる傾向がみられた (Plate 1)。16 hL 条件下ではこの傾向はさらに強く，ほとんどの個体で鋸歯が発達せず，針状の突起を持つ細長い葉を有していた。

1 個体が保有する葉の数は，全条件下で培養

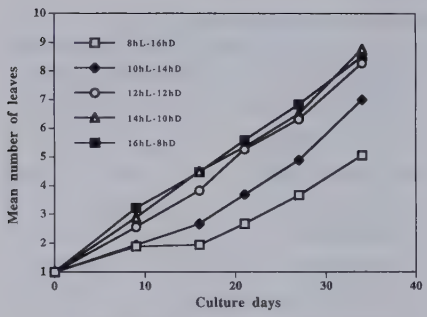


Fig. 1. Mean number of leaves of *Sargassum horneri* germlings under various photoperiod regimes

期間とともに増加した。しかし，その増加速度は 8 hL から 12 hL までは明期が長いほど大きくなったのに対し，12 hL 以上では大きな差が見られなかった (Fig. 1)。培養開始後37日目の葉の平均枚数は，8 hL で5.1枚,10 hL で7.0枚,12 hL で8.3枚と増加し，14 hL で8.8枚，16 hL で8.5枚であった。

全葉長の平均は，実験開始後日数の経過に伴い，指数関数的に増加した (Fig. 2a)。ここでも，8 hL から 12 hL では，日長が長くなるほど生長が良くなったが，12 hL～16 hL では差が認めにくかった。同じデータを対数で表すと，どの条件下でも実験開始後最初の10日程度の間に急速に立ち上がり，それ以降は直線的に上昇した (Fig. 2b)。これらの条件での生長を比較するために，直線回帰が可能と思われた2回目測定以降について回帰式を求めると，これらの回帰係数は0.035から0.040の間にあった (Table 3)。共分散分析の結果，8 hL から 16 hL の範囲で，14 hL 条件の回帰係数のみが他の条件と比較して有意な差を示した (Table 4)。しかしながら，14 hL と 16 hL 条件の間では有為な差がみられなかったことから，基本的には5本の回帰直線は，設定した x の範囲ではほぼ平行と考えられた。また，Y 軸切片については，14 hL 条件と 16 hL 条件との間には有意な差は無いが，他の可能な全ての組み合わせでは有意な差があった。以上のことから，8 hL から 14 hL の間では，日長が長くなるにつれ生長は促進されるが，14時間以上ではそれ以上

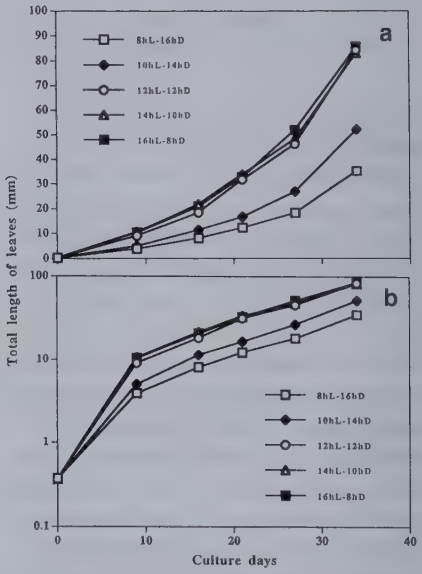


Fig. 2. Germling growth of *Sargassum horneri* under various photoperiod regimes
a. Total leaf length of germling
b. Total leaf length (semi-logarithmic scale)

Table 3. Regression lines (log $Y=\alpha X+\beta$) of the combinations between culture days (X) and total leaf length (Y) of *Sargassum horneri* germlings (after second measurement) under various photoperiods

Regimes	α	β	r	n
8 hL–16 hD	0.038	0.284	0.971	75
10 hL–14 hD	0.040	0.367	0.974	75
12 hL–12 hD	0.038	0.639	0.967	75
14 hL–10 hD	0.035	0.756	0.974	75
16 hL– 8 hD	0.036	0.742	0.979	75

の伸びはみられないことが示された。

照度区の初期生長と形態

Plate 2 に，培養50日後の異なる照度下の形態を示す。形態形成の過程は日長区同様，寺脇他 (1983) の観察の通りであったが，照度が高くなるにつれて，葉の長さが長くなり，鋸歯が細くなる傾向がみられた。700 lx では明らかに

Table 4. Results of analysis of covariance for each pair of regression line (log Y $=\alpha X+\beta$) between culture days and total leaf length of *Sargassum horneri* germlings (after second measurement) under various photoperiods

Regimes	1	2	3	4	5	
1. 8 hL–16 hD		n.s.	n.s.	+	n.s.	Results of α
2. 10 hL–14 hD	++		n.s.	++	++	
3. 12 hL–12 hD	++	++		+	n.s.	
4. 14 hL–10 hD	—	—	—		n.s.	
5. 16 hL– 8 hD	++	—	++	n.s.		
	Results of β					

n.s. =non-significant difference
+ =significant difference at 5%
++=significant difference at 1%

生長が遅れ，本種に特有の葉の深裂の発達は不完全であった。また，葉の形成枚数も照度が高くなるにつれて増え（Fig. 3），36日目目の葉の枚数の平均は，700 lx 1.7枚，1500 lx 3.7枚，2500 lx 5.3枚，4000 lx 7.4枚であった。

全葉長は指数関数的な増加を示したが（Fig. 4a），片対数で表してみると，日長区と同様どの条件下でも最初の1週間強の期間に急速に立ち上がり，それ以後はゆるやかになることがわかった（Fig. 4b）。2回目測定以降の全葉長の平均の対数と，培養経過後日数との回帰式をTable 5 に示す。共分散分析の結果では，700 lx の回帰直線のみ係数（0.025）が他の3つの

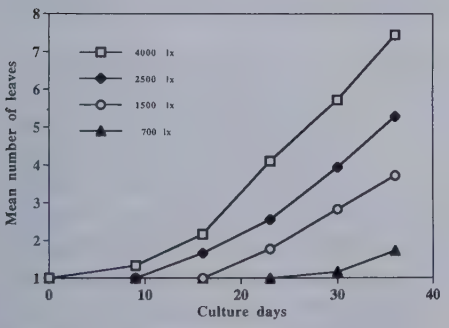


Fig. 3. Mean number of leaves of *Sargassum horneri* germlings under different light intensities

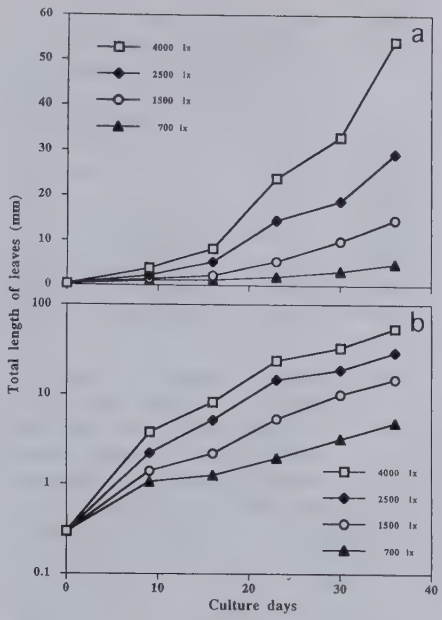


Fig. 4. Germling growth of *Sargassum horneri* under different light intensities
a. Total leaf length of germling
b. Total leaf length (semi-logarithmic scale)

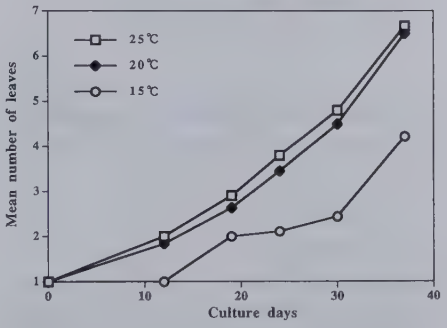


Fig. 5. Mean number of leaves of *Sargassum horneri* germlings under different water temperatures

回帰係数（0.040～0.043）よりも明らかに有意に小さかった（Table 6）。また傾きに有意差がみられなかった他の3本の回帰直線では，それらの Y 軸切片の間には有意な差があった（Table 6）。以上により，700～4000 lx の範囲では照度が高いほど生長は良いことがわかった

Table 5. Regression lines (log $Y=\alpha X+\beta$) of the combinations between culture days (X) and total leaf length (Y) of *Sargassum horneri* germlings (after second measurement) under different light intensities

Regimes	α	β	r	n
4000 lx	0.043	0.235	0.971	90
2500 lx	0.041	0.038	0.955	90
1500 lx	0.040	−0.238	0.965	90
700 lx	0.025	−0.258	0.922	90

Table 6. Results of analysis of covariance for each pair of regression line (log $Y=\alpha X+\beta$) between culture days and total leaf length of *Sargassum horneri* germlings (after second measurement) under different light intensities

Regimes	1	2	3	4	
1. 4000 lx		n.s.	+	++	Results of α
2. 2500 lx	++		n.s.	++	
3. 1500 lx	—	++		++	
4. 700 lx	—	—	—		
	Results of β				

n.s. =non-significant difference
+ =significant difference at 5%
++=significant difference at 1%

が，700 lx のような低照度では，他の条件と比較して生長に質的な差異がみられることが示唆された。

水温区の初期生長

25°C 及び 20°C 条件では，37日目にそれぞれ平均で6.7，6.5枚と，1個体あたりの葉の形成枚数に差が見られなかった。15°C では，葉の形成は30日目まで停滞気味であったが，それ以降に急速な形成がみられた（Fig. 5）。全葉長は，3条件とも指数的な増加を見せた（Fig. 6a）。片対数プロットでは，初期の急速な立ち上がりと，その後のなだらかな直線的増加との区別は，日長区，照度区ほど明瞭ではなく，変曲点は前の2つの実験区よりも遅れ気味（20日前後）であった（Fig. 6b）。

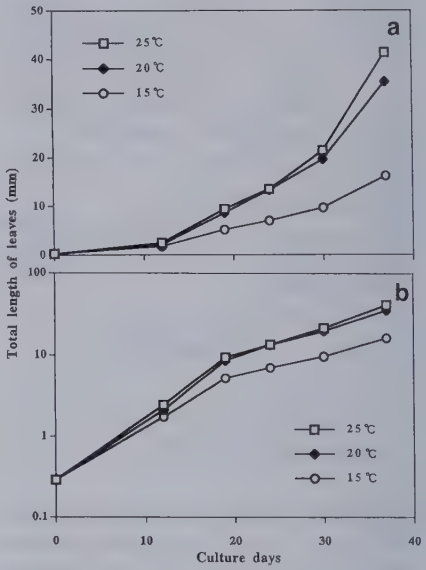


Fig. 6. Germling growth of *Sargassum horneri* under different water temperatures
a. Total leaf length of germling
b. Total leaf length (semi-logarithmic scale)

茎の伸長に及ぼす日長の影響

5段階の日長では，12 hL 条件で最も早く実験開始後40日目で茎の伸長の開始が確認された（Plate 3a，Table 7）。このときアカモクの茎特有の先端の2叉する棘条突起（寺脇他 1983）も見られた。その他の条件では，日長が長くても短くても茎の形成は遅れ，16 hL 条件では実験開始後100日目と大幅に遅れた。形成後の伸

Table 7. Period required prior to the stem elongation initiation of young *Sargassum horneri* under various photoperiods (stem differentiation was defined as when the distance between the nearest petioles was over 1 mm)

Regimes	Culture days
8 hL–16 hD	70
10 hL–14 hD	50
12 hL–12 hD	40
14 hL–10 hD	50
16 hL– 8 hD	100

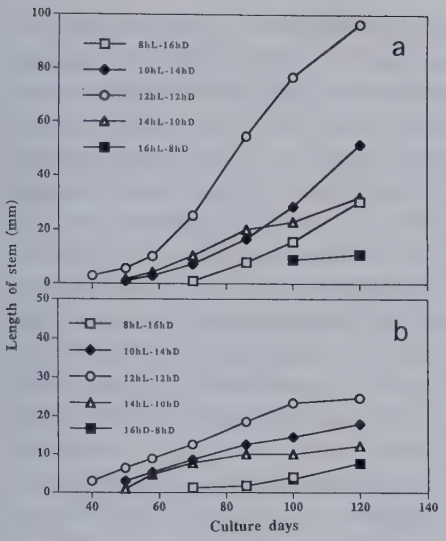


Fig. 7. Elongation of stems of young *Sargassum horneri* under various photoperiod regimes
a. Aerated
b. Non-aerated

長も 12 hL 条件で最も著しく，特に通気したときが顕著であった (Fig. 7a)。それに対し，静置下では伸長は抑制された (Fig. 7b)。いずれの条件下で形成された茎にも，本種特有の縦溝（寺脇他 1983）が通り，茎に沿って形成された葉の形態には，初期生長段階で各条件間に見られたような差異は確認できなかった (Plate 3b)。

培養途中に異なる日長条件下に移した実験では，茎の伸長に及ぼす日長の影響はより明瞭になった。8 hL，16 hL 条件から 12 hL 条件に移すと，移殖 2 週間目に茎の伸長が開始され，それぞれ元の条件よりも急速な伸びを示した (Fig. 8a, b)。特に，16 hL 条件から移したものは茎の伸長開始が 1 カ月近くも短縮され，その後の伸びも顕著であった。逆に 12 hL から 16 hL 条件に移すと，茎の伸長は抑制された (Fig. 8c)。8 hL から 16 hL 条件へ，また 16 hL から 8 hL 条件へ移植しても，茎の伸長は抑制されたままであった。

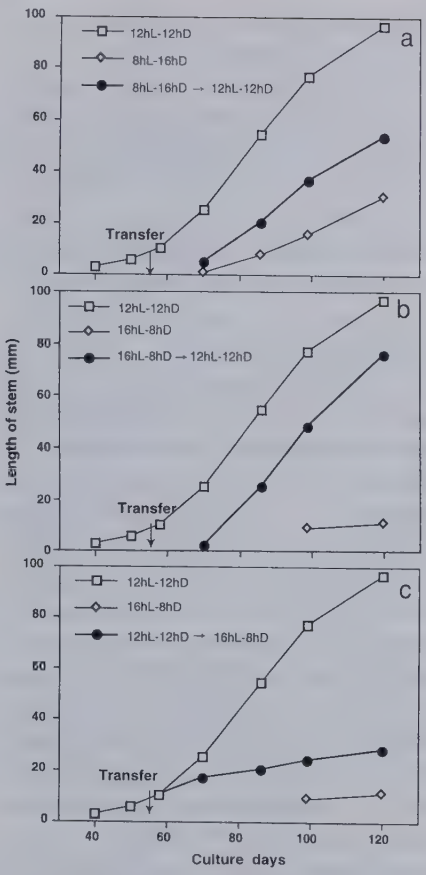


Fig. 8. Elongation of stems of young *Sargassum horneri* transferred to another photoperiod regime after 55 days of culture
a. 8 hL–16 hD→12 hL–12 hD
b. 16 hL– 8 hD→12 hL–12 hD
c. 12 hL–12 hD→16 hL– 8 hD

考　　察

海藻類の生活環を制御している環境要因の中で，日長の変化が特に成熟の引き金になっている例が，アサクサノリの糸状体 (Dring 1967) やヒバマタの仲間 (Bird and McLachlan 1976) で報告されている。ホンダワラ類では，南フロリダの *Sargassum pteropleuron* の個体群が，短日条件への移行によって成熟が誘引されているという推測がある (Prince and O'Neal 1979)。また，Uchida (1993) は，アカモクの

成熟は室内培養において短日（9時間）から長日（15時間）に培養条件を替えることによって進行したと報告している。しかし，Uchida *et al.*（1993）は同時に，「秋に成熟する」アカモクも同じ条件によって成熟が進行したことから，日長条件だけが成熟を制御している要因ではないとしている。

いくつかの褐藻で，基底部からの直立体の分化が主に水温によって促進されたという例はあるが（Ajisaka 1979，Sakai and Saga 1981），形態形成に日長が主に関わるという報告はほとんど無い。Uchida *et al.*（1991），Uchida（1993）は，初めてホンダワラ類の形態形成に及ぼす日長の影響が大きいことを示唆した。今回の結果からは，アカモクの初期段階の生長は14時間以下では日長に比例して生長は促進されるが，それ以上では差が認められないことが明らかになった。日長区の5条件で，1日に藻体が受ける光量子量は，1000 lx＝18 $\mu Em^{-2}s^{-1}$（Hales and Fletcher 1989）とすると 15.2～30.4 Em^{-2}/day の範囲にあり，照度区の範囲内（6.7～38.0 Em^{-2}/day）にある。後者の実験範囲内で光量子量が増えるに比例して生長量が大きくなったことを考えれば，初期生長は日長によっても制御されていることは明かである。また茎の形成は日長12時間で最も早く，その後の伸長も顕著であった。日本沿岸の天然個体群では，夏の間は鉛直方向への生長は抑えられ気味であるが，秋に急速な伸長期を迎える（Umezaki 1983，寺脇 1986）。今回の結果では，日長条件の変換，特に 16 hL から 12 hL 条件への変換により，茎の伸長が顕著に促進された。このことから，アカモクの生活環の中で，秋分の頃の日長の変化が，生長の初期段階から次の茎の急速な伸長へと移行させる「誘導効果」を有している可能性が考えられる。ただし，日長とともに急激に変化する水温と減少する日射量も考慮にいれた綿密な実験を行うことも今後の課題と思われる。

光量の初期生長に及ぼす影響は大きいと思われる。今回実験した 700～4000 lx の範囲では，照度が高いほど生長は促進される。1500 lx 以上の3条件では生長速度はパラレルに近いのに対し，低照度（700 lx）下では他と比較して大幅に遅れた。今回は茎の伸長等，その後の生長の追跡はできなかったが，培養を続けていた 700 lx 条件下の個体の生長は数カ月後も抑制されたままであった。このことは，天然海域においても光がアカモクの生長と分布の大きな制限要因になっている可能性を示唆する。多くのホンダワラ類の幼胚は，数百 lx の低照度下でも生長する能力を有している（Hales and Fletcher 1989，難波・奥田 1993）。しかし，光量の不足している場所に定着した幼胚の生長は著しく遅れ，茎の伸長，成熟などの生活環の次のステップへ進むまでの生理令に達し難く，逆に，光量があるレベル以上あれば，多少の遅速はあっても幼胚は着実に生長すると考えられる。陸上植物に一般的に見られるようにある一定の生理令に達した後，日長の制御によって生活環の次の段階に進行するということはあり得るであろう。好適な照度については下限と同時に上限もあると思われるが，今回はそれを確かめることはできなかった。

水温も，大きく年変動を示し，褐藻類の生活環に影響を及ぼしている要因である（Ajisaka 1979，Sakai and Saga 1981）。今回の結果から，アカモクの初期生長は 20°C と 25°C で最も良く両者で差はみられなかったことから，初期生長に最適な水温はおそらくこの範囲にあるものと考えられる。しかし，15°C でも着実な生長が見られたので，少なくとも 15～25°C の水温の範囲は，アカモクの初期生長にとって好適であると考えられた。De Wreede（1976）はオアフ島の3種のホンダワラ類では，現場における低水温期がこれらの種の幼胚の生育に適していることから，水温変動に合わせて成熟が起こっていることを報告している。日本のホンダワラ類は一般的に温度耐性が広いと言われ，*Sargassum muticum* の幼体は 10°C から 30°C（最適は 25°C）の幅広い温度範囲で生長が可能で，北大西洋の沿岸に広まったという報告もある（Hales and Fletcher 1989）。アカモクも北海道東部を除く日本全土から，朝鮮半島，中国にまで広く分布しており（吉田 1985），広い温度範囲に適応性を有しているものと考えられる。

今回の実験の対象は，瀬戸内海では「春に成熟する」（奥田 1987）アカモクと呼ばれるものであった。採集地が Umezaki（1984）や寺脇（1986）の調査地とは異なるが，今回アカモクが様々な培養条件に対してみせた反応は，彼らの報告したそれぞれ若狭湾，三浦半島小田和湾における環境と生長との関係に符合すると思われる。すなわち，春に放出された卵は，晩春から夏にかけて，日長が1年のうちで最も長く，水温も上昇する時期に幼植物時代を過ごし，秋分を過ぎて秋も深まり出す頃に急速な茎の伸長期を迎える。そして，前述したように日長の変化はその伸長期への移行を誘導する効果を持つものと考えられる。

日長への反応は，葉の形態の違いにも現れた。ホンダワラ類では，同種の中でも，季節によって，藻体の成長段階によって，また生育環境によって葉の形等の形態変異が非常に大きく，分類学的混乱の原因となっている（Kilar and Hanisak 1988）。今回の結果は，アカモクの形態形成の変異の幅の広さを裏付けている。

奥田（1987）の報告した「秋の」アカモクと「春の」アカモクの関係は非常に興味深い。後者は前者と比較して藻体全体が細作りなこと，生殖器巣の形成過程が異なるなどの違いがあるが（Okuda and Satoh 1989），Uchida（1993b）は実験室内で成長を制御した両者の交配に成功し，得られた第一世代も稔性を有することを確認した。両者は天然海域では異なる日長，水温変動条件の下で生活していることになるが，両者の関係及び，それらの生活環を制御する要因をより明瞭にして行くためには，現場における個体群の追跡が不可欠であろう。そして，個体群の動態を解明するためには，幼体期の生理生態を明らかにする必要がある（De Wreede 1978）。今回は全葉数と全葉長を用いたが，ホンダワラ類の幼体の生長をどのような指標によって表すかは，そのサイズと複雑な形態から非常に難しい問題であり，いまだ研究者によってまちまちである。今後はそれらに十分な検討を加え，適切な方法を考案し，現場と室内と両方でホンダワラ類の初期生態について知見を積み上げていくことが重要ではないかと思われる。

文　献

Ajisaka, T., 1979: The life history of *Acrothrix pacifica* Okamura et Yamada (Phaeophyta, Chordariales) in culture. *Jpn. J. Phycol.*, 27, 75–81.

Bird, N.R. and J. McLachlan, 1976: Control of formation of receptacles in *Fucus distichus* L. subsp. *distichus* (Phaeophyceae,Fucales). *Phycologia,* 15(1), 79–84.

De Wreede, R.E., 1976: The phenology of three species of *Sargassum* (Sargassaceae, Phaeophyta) in Hawaii. *Phycologia,* 15(2), 175–183.

De Wreede, R.E., 1978: Growth in varying culture conditions of embryos of three Hawaiian species of Sargassum (Phaeophyta, Sargassaceae). Phycologia, 17(1), 23–31.

Dring, M.J., 1967: Effects of daylength on growth and reproduction of the conchocelis-phase of *Porphyra tenera*. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, 47, 501–510.

Hales, J.M. and R. L. Fletcher, 1989: Studies on the recently introduced brown alga *Sargassum muticum* (Yendo) Fensholt. IV. The effect of temperature, irradiance and salinity on germling growth. *Botanica Marina,* 32, 167–176.

Kilar, J. A. and M. D. Hanisak, 1988: Seasonal patterns of morphological variability in *Sargassum polyceratium* (Phaeophyta). *J. Phycol.*, 24, 467–473.

難波信由・奥田武男，1993：褐藻ジョロモクとアカモク幼胚の低照度下の生長．日水誌，59(8), 1289–1285.

奥田武雄，1987：アカモクにおける雌雄同株個体と秋季の成熟．藻類，35, 221–225.

Okuda, T. and Y. Satoh, 1989: Conceptacular development in *Sargassum filicinum* and autumnal *S. horneri* (Phaeophyceae). *Jpn. J. Phycol.*, 37, 279–283.

Prince, J. S. and S. W. O'Neal, 1979: The ecology of *Sargassum pteropreuron Grunow* (Phaeophyceae, Fucales) in the waters off South Florida. I. Growth, reproduction and population structure. *Phycologia,* 18(2), 109–114.

Sakai, Y. and N. Saga, 1981: The life cycle of *Pogotrichum yezoense* (Dictyosiphonales, Phaeophyceae). *Sci. Pap. Inst. Algol. Res., Fac. Sci., Hokkaido Univ.*, 7, 1–25.

Tatewaki, M., 1966: Formation of a crustaceous

sporophyte with unilocular sporangia in *Scytosiphon lomentaria*. *Phycologia*, 6(1), 62–66.

寺脇利信・野沢治治・新村 巌, 1983：ホンダワラ類の初期形態形成に関する研究－Ⅲ アカモク. 藻類, 31, 97–101.

寺脇利信, 1986：三浦半島小田和湾におけるアカモクの生長と成熟. 水産増殖, 33(4), 177–181.

徳田 廣・大野正夫・小河久朗, 1987：海藻資源養殖学. 緑書房, 東京, 219–230.

Uchida, T., K. Yoshikawa, A. Arai and S. Arai, 1991: Life-cycle and its control of *Sargassum muticum* (Phaeophyta) in batch cultures. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 57(12), 2249–2253.

Uchida, T., 1993: The life cycle of *Sargassum horneri* (Phaeophyta) in laboratory culture. *J. Phycol.*, 29, 231–235.

Uchida, T. and S. Arima, 1993: Crossing experiments between autumn- and spring- fruiting types of *Sargassum horneri* (Phaeophyta). *Nippon Suisan Gakkaishi*, 59(10), 1685–1688.

Umezaki, I., 1984: Ecological studies of *Sargassum horneri* (Turner) C. Agardh in Obama Bay, Japan Sea. *Bull. Japan. Soc. Sci. Fish.*, 50(7), 1193–1200.

吉田忠生, 1985：ホンダワラ類の分類と分布 [3] *Bactrophycus* 亜属の節. 海洋と生物, 7, 24–27.

1994年12月1日受理 (Accepted December 1, 1994)
南西海区水産研究所業績A第34号 (Contribution No. A34 from the Nansei National Fisheries Research Institute)
吉田吾郎, 有馬郷司・内田卓志：南西海区水産研究所 〒739-04 広島県佐伯郡大野町丸石2-17-5 (G. Yoshida, S. Arima, T. Uchida: Nansei National Fisheries Research Institute, 2-17-5 Maruishi, Ohno, Saeki, Hiroshima 739-04, Japan)

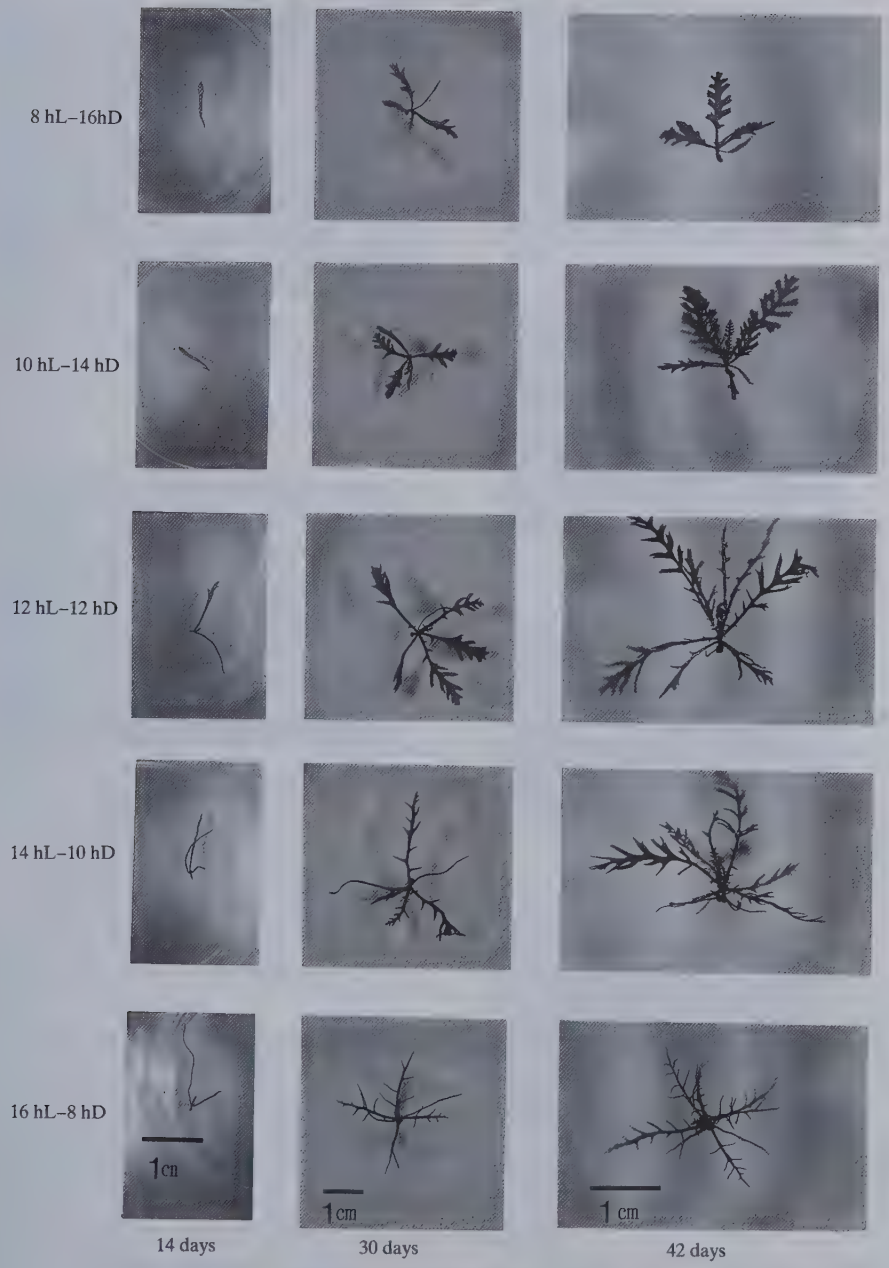


Plate 1. The early development of *Sargassum horneri* under various photoperiod regimes

Plate 2. The early morphology (after 50 days of culture) of *Sargassum horneri* under different light intensities

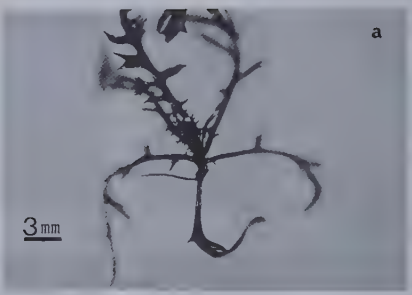


Plate 3a. The initiation of stem elongation after 40 days of culture under 12 hL–12 hD regime

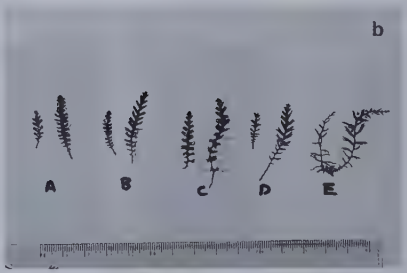


Plate 3b. The morphology of the stem leaves in the photoperiod experiment
A: 8 hL–16 hD B: 10 hL–14 hD
C: 12 hL–12 hD
D: 14 hL–10 hD E: 16 hL–8 hD

南西水研研報 (Bull. Nansei Natl. Fish. Res. Inst.), No. 28: 33-41

トビハゼ浮遊期仔魚の皮膚の微細構造

鈴木　伸洋・萩原　清司

Epidermal Ultrastracture of Pelagic Larvae of the Mudskipper, *Periophthalmus modestus* (Gobiidae)

Nobuhiro Suzuki and Kiyoshi Hagiwara

The epidermal ultrastructure of pelagic larvae of the mudskipper, *Periophthalmus modestus*, was examined by transmission electron microscope. The epidermis is not well endowed with mucous or granular cells. In the postflexion larval stage, 10 day old, 5.4 mm in total length (TL), the epidermal filament-containing cells are flattened cells in a single stratum and have a large number of the cell organelles such as mitochondria, well-developed Golgi apparatus, highly convoluted lamellar endoplasmic reticula. Intraepithelial blood capillaries which may be used during air-breathing organ respiration, were also observed. Type I cells of surface epidermis are flat forming in a single stratum. The outermost layer is composed of a free surface of Type I cells with numerous microridges. The middle layer contains several strata of Type II cells. The rather unique thick, special corky structure of Type II cells is thought to play an important role in thermal insulation and protection against ultraviolet light for existence out of water. The basal layer comprises of a stratum of filament-containing cells, generally long and either ovoid or spindle shaped. Differentiation in the surface layer of the epidermis occurred at 30 day old, 11.4 mm TL. In the benthic larval stage, 46 day old, 17.5 mm TL, the Type II cells are characterized by having an large vacuole in the cytoplasm. This vacuole enlarges by the fusion of plasma membranes of adjacent cells and a considerable number of dense, fibrous bodies aggregate around the lamellated cisternae of endoplasmic reticula.

These observation suggest that differentiation of the epidermis of *Periophthalmus modestus* seem to be occur just before migration to the terrestial habit.

Key words: epidermal differentiation, larval skin, epidermal evolution

干潟はそこに生息する生物の生育や繁殖などの場として生態的に重要であるだけでなく，漁業や水域浄化あるいはリクレーションの場としても貴重な地位にある海域環境のひとつである。しかし，近年干潟は開発等による諸工事により著しく狭められている。

このような背景から，水域生物の生息環境の保全・再生を行うにあたっては場の研究のほか産業上の有用種であるなしに関わらず，その水域を代表する生物の生理・生態的研究を行う必要がある。

ハゼ科魚類のトビハゼ *Periophthalmus modestus* (Cantor) は，東京湾以南の河口域に広がる泥質干潟に生息する（内田 1932)。トビハゼ

を泥質干潟の生物指標の一つとして，その生物環境の保全と種の保存・増殖技術の開発について調査・研究が実施されてきた（柵瀬ほか 1991, Suzuki 1992, 萩原ほか 1993）。

トビハゼは，干潟の泥土中に巣穴を掘りそこに産卵する（小林ほか 1971）。巣穴で孵化した仔魚は海洋で約40日の浮遊生活を送った後，河口域に接岸回遊して干潟上での生活を開始し，干潮の泥質干潟上で活発な跳躍によって摂餌のため移動する特殊な習性を持つ（小林ほか 1972）。このため，本種は水陸両棲生活をする魚類として，皮膚の分化や空気呼吸機能の獲得などの生物進化上の興味から多くの生理学的な研究が行われてきた（Tamura *et al*. 1976, Iwata 1988, Ogasawara *et al*. 1991, etc.）。

一般に，陸上脊椎動物は水中から陸上へと生活圏をひろげた際に，皮膚からの水分の蒸発と皮膚の物理的損傷を防ぐため，表皮細胞に角化という分化能を発達させた。それゆえ，すべての陸上脊椎動物の表皮は特殊な階層構造を持つ。すなわち，表皮最内層には基底細胞が位置し，これが絶えず増殖を繰り返し，一部は基底細胞として基底膜上に留まるが，その他は上層へ移動しながら順次分化の過程を経て，最終的には細胞内にケラチン線維が多量に集合した不溶性の膜を発達させた角化細胞となり，皮膚最外部において保護層としての役割を果たす。そして，この構造は表皮の分化や発生のメカニズムまでが進化を通して保存されていることが明らかになっている（Nishikawa *et al*. 1990, Nishikawa and Miler. 1991, 1992）。しかし，魚類における表皮の階層分化に関する研究は少なく，陸上適応している魚類のうち，トビハゼの表皮に毛細血管が存在することを光学顕微鏡で観察した報告がみられるだけであった（Harms 1935,前川ほか 1968）。Suzuki（1992）は，本種の表皮には，魚類特有の粘液細胞が観察されず，偏平単層な表層細胞（Type I cell），立方多層な中層細胞（Type II cell），そして立方単層な基底細胞の3層構造を成し，各層の細胞は微細線維を含有するいわゆる filament-containing cellで，Type I cellとType II cell の両細胞は基底細胞から分化することを報告した。しかし，本種におけるこの2型の表皮細胞の分化時期および皮膚呼吸に極めて合目的とされる表皮内毛細血管網（前川ほか 1968, Suzuki 1992）の成因については不明であった。そこで，，トビハゼの海洋浮遊期から陸上生活移行直前までの仔魚の表皮の微形態学的構造を発育段階を追って電子顕微鏡を用いて観察することにより，本種にみられる上記の特異的皮膚構造の分化と発達過程を生態的適応の観点から追究した。

材料及び方法

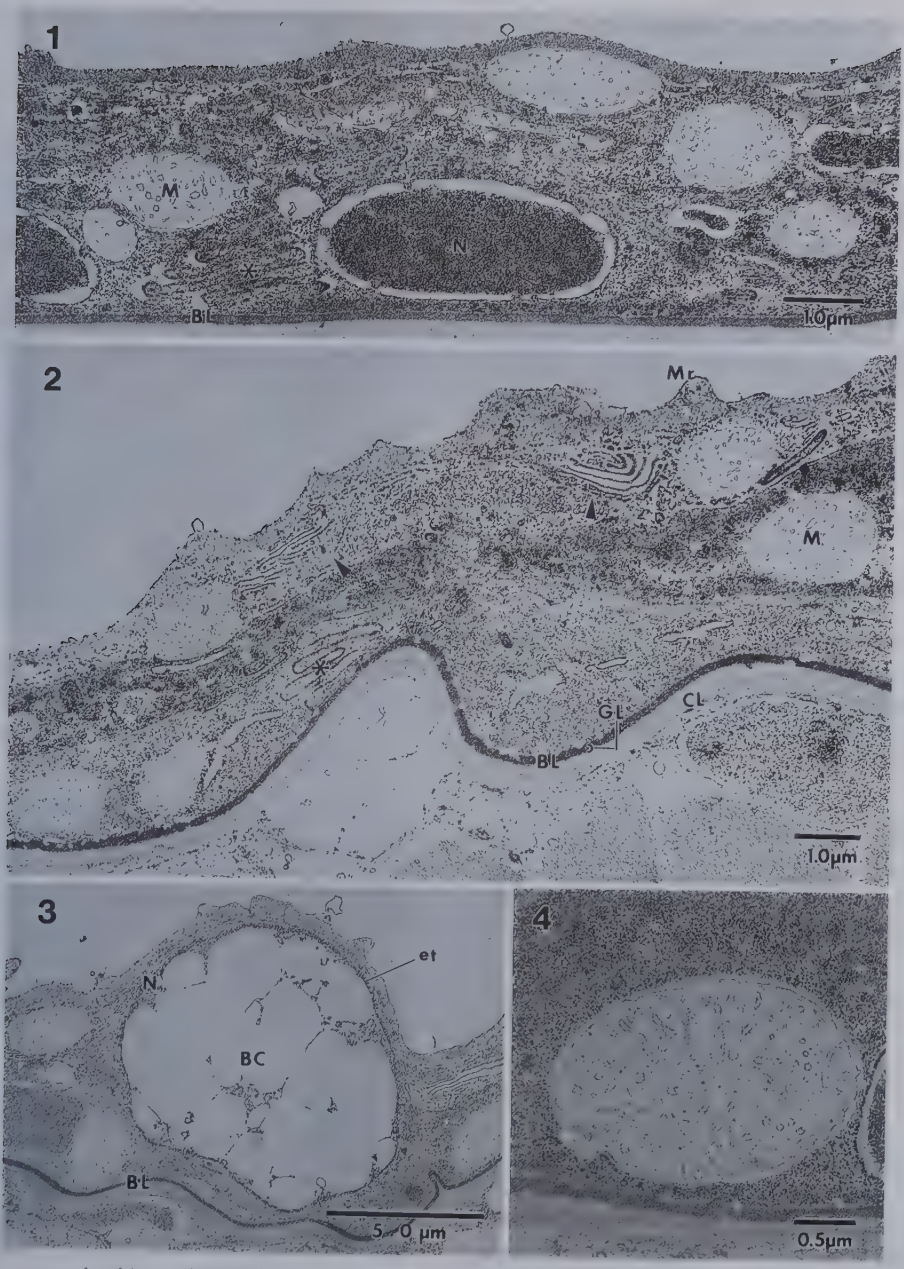
トビハゼの天然の浮遊期仔魚を採集することは極めて困難であるため，ここでは人工授精により得られた仔魚を材料とした。人工授精に用いた親魚は，1990年10月4日に東京湾の江戸川放水路河口（塩分濃度12）において採集した体長 25～30 mm の当歳魚を約1年半飼育した養成魚である。親魚の養成は，60 cm アクリル製角型水槽の底面から約 5 cm の高さまで塩分20に調整した飼育水を入れ，水槽内に約 10 cm 角の発泡スチロール製の餌場を設置してアユ用配合飼料（日本配合飼料）と乾燥オキアミ（テトラ社製クリル）を練り餌状にした餌料で飼育して行った。排卵誘発および人工授精は，鈴木ほか（1989）の方法に準拠し，1992年7月6日から31日にかけて実施した。

トビハゼ浮遊期仔魚の固定は，日齢10（全長 5.4～5.6 mmの後屈曲期仔魚），日齢30（全長

Figs. 1, 2, 3, 4. Ultrastructure of the skin in the postflexion larval stage. BL: basal lamina, M: mitochondrion, N: nucleus.

Fig. 1. The epidermal filament-containing cells are flattened cells in a single stratum. Note highly convoluted lamellar endoplasmic reticula (asterisk) are observed in the basal region of the epidermis.

Fig. 2. Numerous microridges (Mr) developed in the outermost layer of epidermis. Highly convoluted lamellar endoplasmic reticula (astrisk) and well-developed Golgi apparatus (arrow



heads) are observed in the basal and the surface regions of the epidermis, respectively. The basal lamina (BL) always being reinforced by granular layer (GL) and underdeveloped collagenous lamella (CL) in the apical region of the dermis.

Fig. 3. Large intraepithelial blood capillary (BC) with its endothelium (et) is clearly seen.

Fig. 4. Large number of cristae mitochondriales are seen in the epidermis.

11.4～11.5 mmの底生生活移行期仔魚）および日齢46（全長 13.8～17.5 mmの底生生活期仔魚）に行った。固定および電子顕微鏡用試料の作製は Suzuki（1992）に準拠して行い，また皮膚の観察部位はすべて第1背鰭直下の体側背面とした。トビハゼの発育段階区分は，萩原ほか（1993）に従った。すなわち，後屈曲期とは，第2背鰭，臀鰭および尾鰭の各鰭条が現れて腹鰭の原基が形成されるまでの，水槽の中表層を遊泳する時期である。底生生活移行期とは，第1背鰭が出現し，仔魚の遊泳層は主として水槽の底層域であるが，まだ完全に水底に着底しない時期である。そして，底生生活期とは，水底に着底するが，天然水域ではまだ陸上生活に移行していない時期である。なお，トビハゼの同定は Murdy（1989）に従った。

結　　果

後屈曲期仔魚の表皮の厚さは，約 3～4 μm で，偏平な線維細胞で構成されており，表皮の階層構造は明瞭ではなかった。表皮線維細胞の核は偏平で大きく，細胞質には多数のミトコンドリアが認められた（Fig. 1）。しかし，個体によっては表皮の表層域と基底層がやや電子密度が低い場合が認められた。このような場合には，表皮の最外縁の自由表面に微小堤が存在し，表層域には発達したゴルジ様装置が観察された（Fig. 2）。基底層には幅が約 20 nm の一定間隔の互いに平行に走る層板状の単位膜構造がアコーデオンのじゃばら状に連続して存在していた（Fig. 1, 2の＊印）。基底膜は明瞭で，その直下には電子密度の高い顆粒層が基底膜を裏打ちしているが，真皮のコラーゲン線維層は未発達であった（Fig. 2）。また，表皮線維細胞内には毛細血管が認められ，この部分では表皮が全体的に肥厚していた。その表皮内血管は内径が10μm 以下のものがほとんどであったが，血管内皮細胞を備えており，血管内孔には電子密度

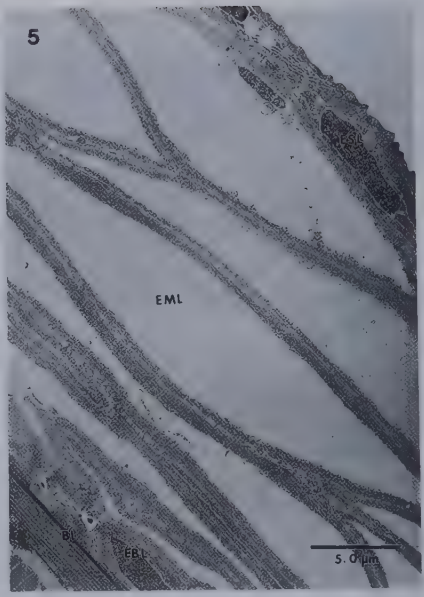


Fig. 5. Ultrastructure of the skin in the larval stage of transition to the benthic life style. Note three distinct layers of surface (ESL), middle (EML) and base (EBL) are identified in the epidermis. BL: basement lamella.

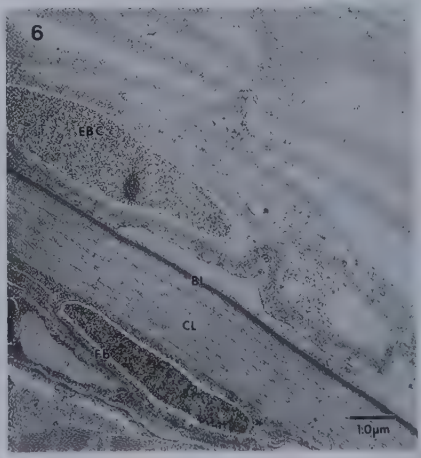
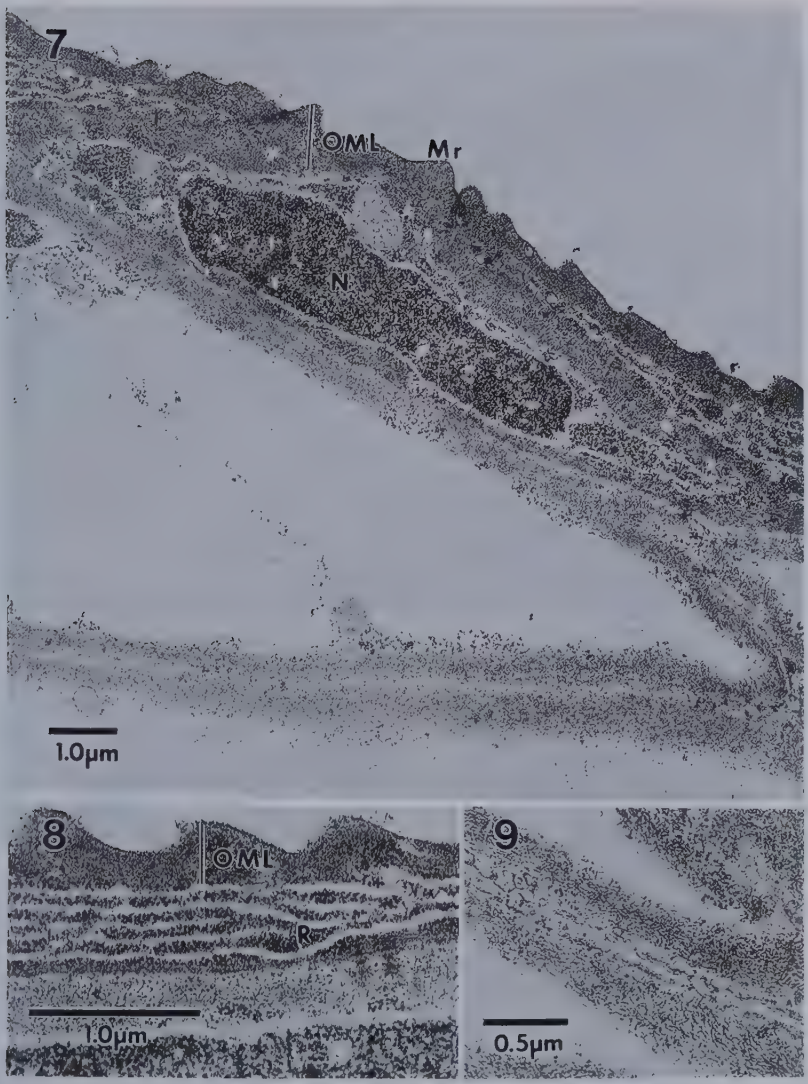


Fig. 6. Ultrastructure of apical region of the dermis in the larval stage of transition to the benthic life style. The basal layer of the epidermis (EBC) comprises a stratum of filament-containing cells. Bundles of collagen fibrils (CL) developed in the dermis, and fibroblast (Fb) usually found in the uppermost layer of the dermis. BL: basement lamella.

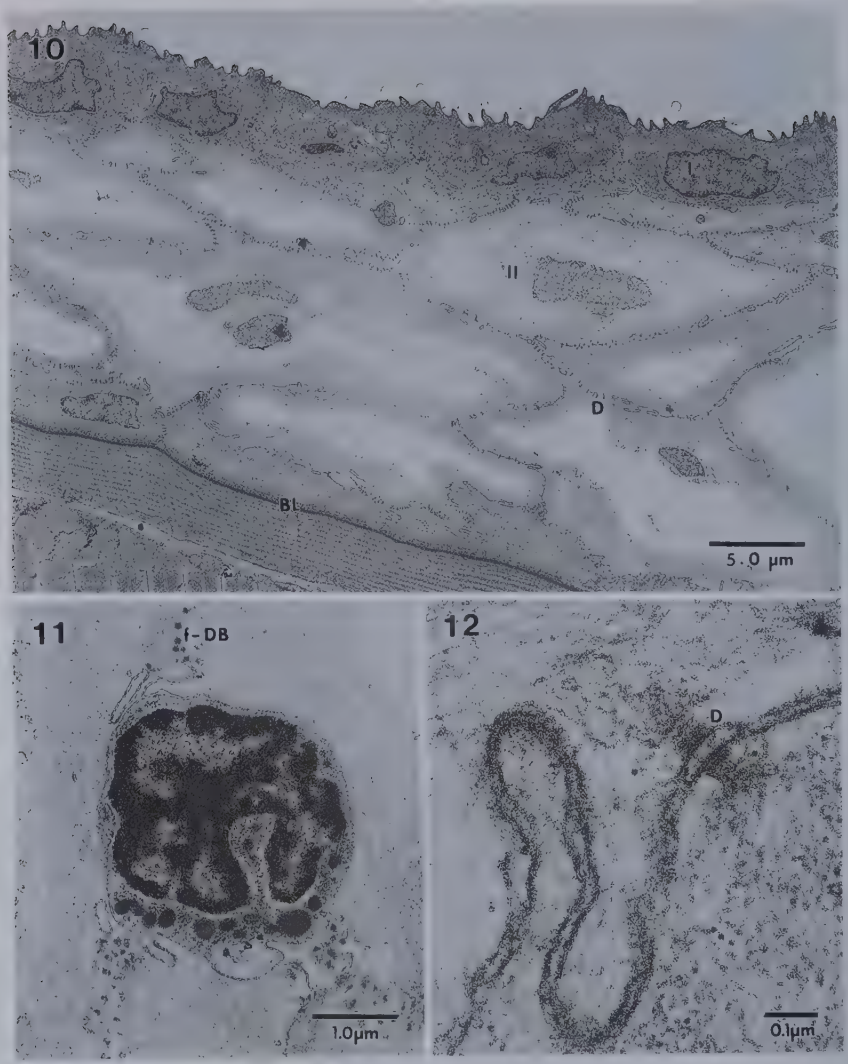


Figs. 7, 8, 9. Ultrastructure of the surface and middle layers of the epidermis found in larval stage of transition to the benthic life style. N: nucleus.

Fig. 7. The surface layer of the epidermis is subdivided into two characteristic cell phases, i.e., the one characterized by having numerous microridges (Mr) in the outermost layer (OML) of a free surface and the other by having a well-developed convoluted lamellar endoplasmic reticula in the cytoplasm.

Fig. 8. Cells are characterized by having a well-developed convoluted lamellar endoplasmic reticula in the cytoplasm. Note microridges of the outermost layer (OML) of the epidermis develop and ribosomes (R) aggregate around the endoplasmic reticula.

Fig. 9. The peripheral cytoplasm near the plasma membrane is filled with numerous microfilaments in the middle layer of the epidermis.



Figs. 10, 11, 12. Ultrastructure of the skin in the benthic larval stage. BL, basement lamella, D, desmosome.

Fig. 10. Perfect epidermal differentiation as found in adult stage. The outermost layer is composed of a free surface of Type I cells (I) with well-developed microridges. The middle layer contains several strata of Type II cells (II) characterized by having the unique thick and special corky structure.

Fig. 11. Cytoarchitectures of fused Type II cells. Note a number of fibrous dense bodies (f-DB) gather around the lamellar endoplasmic reticula with a lymphocyte like cell.

Fig. 12. Tonofilaments collected around the interdigitation of the epidermis.

の低い液性物質を含有していた（Fig. 3）。表皮内のミトコンドリアは長径が約 1～3 μm で，この時期の表皮の厚さに比べて非常に大型であった。そして，その細胞質には膜状のクリスタがよく発達していた（Fig. 4）。

底生生活移行期仔魚の表皮は，偏平単層な表層細胞，立方多層の中層細胞および立方単層な基底細胞の3層構造を成した線維細胞の階層構造分化が認められた（Fig. 5）。また，真皮層のコラーゲン線維層は前段階に比べてよく発達しており，その直下には線維芽細胞が分布していた（Fig. 6）。この時期には，基底細胞は順次上層へ移行して表層域に達し，その細胞の自由表面に微小堤を備えた電子密度の高い表皮最外縁層を形成した（Fig. 7）。また，表層域に達した基底細胞のなかには後屈曲期に認められたアコーデオン型の層板状単位膜構造を細胞質に持つ細胞も観察され（Figs. 5, 7），その単位膜の周囲にリボゾームが多数集合していることが認められた（Fig. 8）。表皮の中層域には細胞質が空胞化した立方多層の細胞群が存在し（Fig. 5），その細胞膜の周囲には微細線維が無数に集合していた（Fig. 9）。しかし，その細胞群の細胞膜間には細胞接着装置の存在は認められなかった（Figs. 5, 9）。

底生生活期仔魚の表皮の表層には，成魚同様の発達した3層の表皮の階層構造が完成していた。すなわち，表層域には起伏の著しい微小堤を備えた表皮最外縁層を持つ表層細胞（Type I cell）が一層に配列し，中層域には細胞質が中空で，細胞膜の周囲に微細線維の束が集合して一種の細胞壁様構造を持つ多層な細胞群（Type II cell），そして基底域には未分化な線維細胞である基底細胞が認められた（Fig. 10）。中層域の中空細胞の細胞壁様構造領域には，線維性の高電子密度体（fibrous dense body）と連続した単位膜構造の指状嵌合が発達し，核が不定形で，細胞質には顆粒を含有したリンパ球様細胞の存在がところどころに観察された（Fig. 11）。また，細胞壁様構造を形成している微細線維は，その太さが約 7 nm の張原線維で，その線維束の一部分はデスモゾームと架橋構造を成して単位膜と接続していた（Fig. 12）。

考　　察

トビハゼの成魚の表皮にみられる3層の階層構造は，底生生活移行期の日齢30の仔魚においてはじめて認められた。しかし，後屈曲期仔魚（日齢10）の表皮にはすでに表皮最外縁の微小堤と表皮内毛細血管の存在，表層域のゴルジ様装置の発達ならびに基底層のアコーデオン型層板状単位膜構造の出現など，本種の成魚に認められる Type I cell と Type II cell の表皮細胞の分化にとって必要な細胞小器官の存在が観察された。このことから，後屈曲期が表皮の階層構造分化の開始期であると考えられた。また，今回の本種の浮遊期仔魚の皮膚の発達過程の観察から，基底細胞の Type I cell と Type II cell への分化の過程はつぎのように推定された。すなわち，表皮最内層には未分化の基底線維芽細胞が位置し，これが増殖を繰り返しながら一部は基底細胞として留まるものの，その他多くは上層へ移動して表層域にまで達する。表層域にまで達した基底細胞は，細胞の最外縁の自由表面に微小堤を発達させながらその部分を肥厚させ，偏平単層の表皮細胞（Type I cell）に分化する。また，基底細胞のなかには後屈曲期に形成したアコーデオン型層板状単位膜構造を保有したまま表層域に到達し，そこで単位膜の周囲に遊離のリボゾームを集合させる。そして，滑面小胞体から粗面小胞体の膜構造に変化しつつ再び下方へと移動しながら指状嵌合を発達させて単位膜間の間隔を広げ，細胞質が中空の中層細胞（Type II cell）に分化する。また，底生生活期仔魚の表皮の中層細胞にみられた線維性高電子密度体および単位膜と張原線維束のデスモゾームによる細胞接着は，成魚における中層細胞同士の融合現象に重要な役割を果たしていることが知られている（Suzuki 1992）。加えて，この時期の表皮の厚さは約 40 μm で，これは成魚の表皮の厚さ（鈴木・平木 1991）と同じである。以上のことから，水・陸両棲的生活形態を有する本種の特異的表皮構造の特殊化は，浮遊生活期の表皮の階層分化を通して，内湾の河口域に接岸回遊して陸上生活に移行する直前

までの底生生活期には完成するものと考えられた。

トビハゼの表皮内毛細血管網は，すでに浮遊期仔魚の表皮に分化していることが明かになった。仔魚期のうちでも鰓が未分化な時期には，左後主静脈になるキュビエ管に循環血液が流れ込み，酸素分圧の低い静脈血が皮膚を通過する時に外界から酸素を取り入れると同時に皮膚は二酸化炭素を排出するので，毛細血管網が皮膚の表面に分布することはガス交換を効率よく行うためには極めて都合がよい（鈴木・平木1991）。Tamura *et al.* (1976) は，トビハゼが陸上のみならず，水中においても48％量の酸素を皮膚から呼吸していることを報告している。従って，本種は仔魚期の表皮内毛細血管網をそのまま残存させて陸上生活のみならず，水中生活においても機能させていると考えられる。

血管系の表皮への侵入は，トビハゼにのみ認められる極めて稀な構造とされてきた（前川ほか 1968）。しかし，魚類では本種のほかにも表皮に毛細血管が分布する種類が見い出され，これらの種類がすべて水・陸両棲的生態を示すとは限らない（鈴木・平木1991）。このことは，少なくとも今までに考えられていたような表皮内毛細血管網の存在だけではトビハゼの陸上生活への適応を説明するには不十分であることを示している。トビハゼ表皮の最も特徴的な構造として，Type II cell のコルク様構造がいわゆる断熱材のような機能を果たし，これによって陸上生活で生じる乾燥や紫外線障害に対処しているものの，本種の表皮には角質層が存在しないので皮膚からの水分の蒸発に対する適応度は陸上動物に比べれば高くない（Suzuki 1992）。事実，本種は干潟の上を転がって，湿った泥を体に塗りつけるいわゆる泥シャワー行動が頻繁に観察される（道津・的場 1977）。従って，皮膚の生態的適応から推定してトビハゼは，皮膚の分化や発生調整のメカニズムを通じて，皮膚呼吸には不都合な表皮の厚い角質化という分化能を発達させず，幼期の皮膚呼吸に合目的な皮膚血管構造を保持しながら，表皮細胞の中空化による階層分化を獲得して干潟という湿地帯での水・陸両棲的生活に適応しているものと解釈される。

要　　約

トビハゼ浮遊期仔魚の表皮の微細構造を発育段階を追って電子顕微鏡を用いて観察することにより，本種の特異的皮膚構造の分化と発達過程を生態的適応の観点から追究した。後屈曲期が表皮の階層構造分化の開始期で，内湾の河口域に接岸回遊して陸上生活に移行する直前までの底生生活移行期に3層の階層分化が完了すると考えられた。表層細胞と中層細胞はいずれも基底細胞から分化するものと考えられ，その分化過程は次のように推定された。表皮最内層には未分化の基底線維芽細胞が位置し，これが増殖を繰り返しながら一部は基底細胞として留まるものの，その他多くは上層へ移動して表層域にまで達する。表層域にまで達した基底細胞は，細胞の最外縁の自由表面に微小堤を発達させながらその部分を肥厚させ，偏平単層の表皮細胞（Type I cell）に分化する。また，基底細胞のなかには後屈曲期に形成したアコーデオン型層板状単位膜構造を保有したまま表層域に到達し，そこで単位膜の周囲に遊離のリボゾームを集合させる。そして，滑面小胞体から粗面小胞体の膜構造に変化しつつ再び下方へと移動しながら指状嵌合を発達させて単位膜間の間隔を広げ，細胞質が中空の中層細胞（Type II cell）に分化する。加えて，本種は仔魚期の表皮内毛細血管網をそのまま残存させて陸上生活のみならず，水中生活においても機能させていると考えられる。これらのことから，皮膚の生態的適応から推定してトビハゼは，皮膚の分化や発生調整のメカニズムを通じて，皮膚呼吸には不都合な表皮の厚い角質化という分化能を発達させず，幼期の皮膚呼吸に合目的な皮膚血管構造を保持しながら，表皮細胞の中空化による階層分化を獲得して，干潟という湿地帯での両棲的生活に適応しているものと解釈された。

文　　献

道津善衛・的場　実，1977：有明海に跳ねる「ムツ

ゴロウとトビハゼの行動」. アニマ, (53), 15–23.

萩原清司・柵瀬信夫・北島洋二・越川義功・町田実, 1993：干潟の生態に関する研究（その3）—トビハゼの種苗生産技術の開発—.鹿島技術研究所年報, (41), 343–349.

Harms, J. W., 1935: Die Reablisation von Genen und die Cosectio Adaptation. 4. Experimentall hervorerufenen Medienwechsel: Wasser zu Feuvhtluft biz zu Trocknluft bei Gobuformes (*Gobius, Baleophthalumaus* und *Periophthalmus*). *Z. Wiss. Zool.*, 140, 1–114.

Iwata, K., 1988: Nitrogen metabolism in the mudskipper, *Periophthlmus cantonensis*: Changes in free amino acids and related compounds in various tissues under conditions of ammonia loading. *Comp. Biochem. Physiol.*, 91A, 499–508.

小林知吉・道津善衛・田北　修, 1971：有明海産トビハゼの巣について. 長崎大学水産学部研究報告, (32), 27–39.

小林知吉・道津善衛・三浦信男, 1972：トビハゼの卵発生および稚魚の飼育. 長崎大学水産学部研究報告, (33), 49–62.

Nishikawa, A. K. S. Nishikawa and L. Miller, 1990: Isolation, characterization, and *in vitro* culture of larval and adult epidermal cells of the frog *Xenopus laevis*. *In vitro Cell. Dev. Biol.*, 26, 1128–1134.

Nishikawa, K. and L. Miller, 1991: Calcium regulation of epidermal cell differentiation in the frog *Xenopus laevis*. *J. Exp. Zool.*, 260, 165–169.

Nishikawa, K. and L. Miller, 1992: Hormonal regulation of adult type keratin gene expression in larval epidermal cells of the frog *Xenopus laevis*. *Differentiation*, 49, 77–83.

前川久太郎・福田芳生・岡田仁一・今井　薫, 1968：魚類の空気呼吸器に見られる上皮内血管について. 東医大誌, 26(5), 793–799.

Murdy, E.O., 1989: A taxonomic revision and cladistic analysis of the oxudercine gobies (Gobiidae:Oxdercinae). *Rec. Austral. Mus.* (1989), Supplement 11, 1–93.

Ogasawara, T., Y.K. IP, S. Hasegawa, Y. Hagiwara and T. Hirano, 1991: Changes in prolactin cell activity in the mudskipper, *Periophthalmus chrysospilos*, in response to hypotonic environment. *Zool. Sci.*, 8, 89–95.

柵瀬信夫・鈴木伸洋・萩原清司・北島洋二, 1991：干潟の生態に関する研究（その1）—トビハゼの生息環境特性—.鹿島技術研究所年報, (39), 335–342.

Suzuki, N., 1992: Fine structure of the mudskipper, *Periophthalmus modestus* (Gobiidae). *Japan J. Ichthyol.*, 38 (4), 379–396.

鈴木伸洋・柵瀬信夫・杉原拓郎, 1989：人工ふ化飼育によるマハゼの卵発生と仔稚魚の発育過程. 水産増殖, 36 (4), 277–289.

鈴木伸洋・平木雅之, 1991：魚類数種の表皮に見られた上皮内血管について. 神奈川自然保全研究会報, (10), 1–11.

Tamura, O. S., H. Morii and M. Yuzurihara, 1976: Respiration of the amphibious fishes *Periophthalmus cantonensis* and *Boleophthalmus chinensis* in water and on land. *J. Exp. Biol.*, 65, 97–107.

内田恵太郎, 1932：ムツゴロウおよびトビハゼの生活史. 日本学術協会報告, (7), 109–117.

1994年12月1日受理（Accepted December 1, 1994）
南西海区水産研究所業績A第35号（Contribution No. A 35 from the Nansei National Fisheries Research Institute）
鈴木伸洋：南西海区水産研究所　〒739-04　広島県佐伯郡大野町丸石2-17-5（N. Suzuki: Nansei National Fisheries Research Institute, 2-17-5 Maruishi, Ohno, Saeki, Hiroshima 739-04, Japan）
萩原清司：鹿島建設技術研究所　〒240-01　神奈川県三浦郡葉山町一色2415（K. Hagiwara: Hayama Marine Science Lab., Kajima Technical Research Institute, 2415 Isshiki, Hayama, Miura, Kanagawa 240-01, Japan）

南西水研研報 (Bull. Nansei Natl. Fish. Res. Inst.), No. 28: 43–54

ササノハベラ *Pseudolabrus japonicus* の生殖サイクル

重田　利拓・渋野　拓郎・橋本　博明・具島　健二

Annual Reproductive Cycle of a Bambooleaf Wrasse, *Pseudolabrus japonicus*

Toshihiro Shigeta, Takuro Shibuno, Hiroaki Hashimoto and Kenji Gushima

The annual reproductive cycle of the bambooleaf wrasse *Pseudolabrus japonicus* was histologically investigated. Samples were collected approximately monthly from Hamada in Shimane Prefecture between April 1992 and December 1993.

Judging from the seasonal changes in the GSI and histology of the gonads, the spawning season extends from the middle of September to early December and they are clearly multiple spawners.

The rapid changes in GSI and histological stages of the gonads suggest that the decrease of day length plays an important role in the initiation and the decrease of water temperature in the termination of gonad development. However, it is supposed that the initiation of maturation is delayed in yearling females, compared to one or more year old fish. Total accumulated energy of this species changed with season in relation to the reproductive cycle. Most of the energy accumulated between May and August was spent on spawning effort in spawning season.

Key words: *Pseudolabrus japonicus*, annual reproductive cycle, accumulated energy

一般的にベラ科魚類は，雌から雄へ性転換する雌性先熟の雌雄同体魚である。地味な体色の雌は，成長すると派手な体色の二次雄へ性転換することが知られており，この他に生まれながらの一次雄が存在する種もある。一次雄も小さい時期は雌と同様な地味な体色であるが，成長すると派手な体色に変化する（中園 1991）。このようにベラ科魚類は性転換するため，生殖腺の転換過程について多くの研究がなされている（Ross *et al.* 1983, Nakamura *et al.* 1984）。しかし，周年にわたり生殖巣の形状変化について解明した研究は少ない（小林 1994）。

ササノハベラ *Pseudolabrus japonicus* (Houttuyn) は西日本の沿岸岩礁域に普通に生息している小型のベラであり，雌，二次雄，一次雄が存在することが知られている（中園 1979）。本研究ではササノハベラの生殖腺の形状を周年にわたり組織学的に観察し，天然水域における生殖サイクルの解明を行った。

材料および方法

調査は1992年4月から1993年12月にかけて，島根県浜田市浜田湾内およびその沖合約 300 m に位置するクロ島周辺（Fig. 1）の磯で行った。標本は釣りによって毎月下旬約30尾，計696尾（6.6～17.2 cm BL）を採集した。9月から11月は採集を密に行った。表面水温測定後，それら

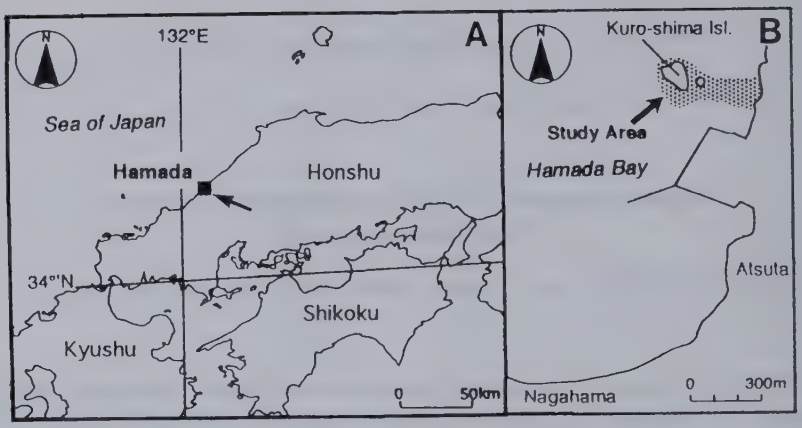


Fig. 1. Maps of the western part of Japan (A) and Hamada Bay (B) showing the study area.

の標本の体色を中園（1979）にもとづき，地味な体色タイプ（initial phase，以下 IP とする）と派手な体色タイプ（terminal phase，以下 TP とする）に分けて記録した。標本は直ちに実験室に持ち帰り，体長と体重を測定した後，10%中性ホルマリン液で固定し，肝膵臓（以下単に肝臓とする），脾臓，消化管，腹腔内脂肪および生殖腺を摘出し，それらの湿重量を測定した。

生殖腺を実体顕微鏡下で観察し，雌，二次雄，一次雄の判別を行なった。このような判別が困難な生殖腺は常法に従ってパラフィン包埋し，6～12 μm の横断切片とした後，ヘマトキシリン・エオシン染色した組織像から判別した。生殖腺の左葉中部の組織を観察したが，部位によって雌雄および成熟度の判別に支障をきたすことはなかった。

周年の成熟状態を調べるにあたっては，1992年4月から1993年3月の8時から19時の間に採集した雌雄個体について，各月約10個体の組織標本を前述の方法で作成し検鏡した。

栄養状態を推定するため以下に示す指数を月別に求めた。

生殖腺重量指数（GSI）$=GW/BW\times10^2$

肝臓重量指数（HSI）$=LW/BW\times10^2$

肥満度（CF）$=\{BW-(GW+LW+GFW+SW+IW)\}/BL^{3.062}\times10^2$

腹腔内脂肪重量指数（GFI）

$=GFW/BW\times10^2$

ここで BL，BW，GW，LW，GFW，SW，IW はそれぞれ体長（cm），体重（g），生殖腺重量（g），肝臓重量（g），腹腔内脂肪重量（g），脾臓重量（g）および消化管重量指数（g）を示す。

なお，肥満度については生殖腺重量等による影響をさけるため，これらの値を体重から差し引き，また体長－体重関係より求めた相対成長係数（3.062）を体長のべき乗とし，これにより季節による体重の変動を排除した。各指数と体長との間には高い相関は認められなかった。ただし，雄魚については1992年標本の個体数が少なく，また1993年の標本と類似した成熟および栄養状態を示したため，1993年4月から12月までの標本を前年分に加えて上述の分析に供した。

結　　果

1. 水温と日長の季節変化

浜田湾における表面水温と日長の季節変化を Fig. 2-A に示した。水温は4月から7月にかけて上昇し，8月下旬には最高の 26.4℃ に達した。その後，9月中旬までは高い値で推移したが，それ以後徐々に下降をはじめ，1月中旬には20℃ 以下となり，3月中旬には最低の 12.4℃ になった。

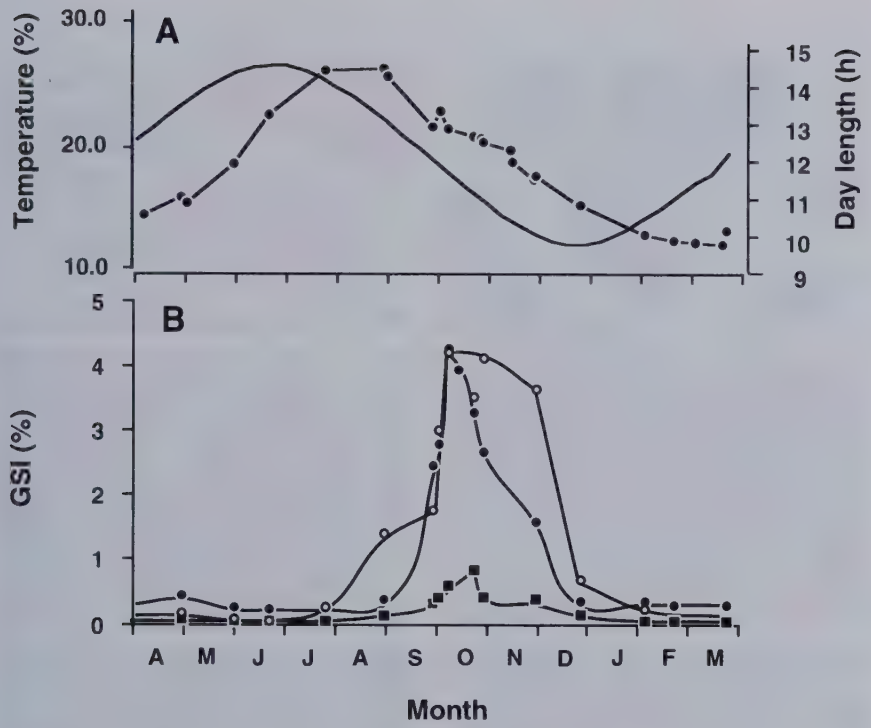


Fig. 2. Seasonal changes in surface water temperature, day length (A) and gonadosomatic index (GSI) of *Pseudolabrus japonicus* (B) in Hamada Bay. In Fig. 2-A, solid circles indicate water temperature and a solid line day length. In Fig. 2-B, solid circles, open circles and squares indicate female, IP primary male and secondary male GSI, respectively.

一方，日長は6月下旬の約15時間を最高に徐々に減少し，12月下旬には最低の約10時間となった。

2. GSI の季節変化

標本の体色および生殖巣を観察した結果，雌，TP 二次雄，IP 一次雄，TP 一次雄が認められた。個体数の少なかった TP 一次雄を除き，GSI の季節変化を Fig. 2-B に示した。

雌では8月下旬までは生殖腺は極めて細く，GSI は0.5%以下の低い値を示したが，9月上旬から下旬の短期間に急上昇し，2～3%の値を示した。そして10月上旬から中旬に4.0%前後のピークが認められたが，その後徐々に低下した。12月下旬には再び0.5%以下の低い値を示した。

TP 二次雄の GSI は9月中旬から上昇し始め，10月中旬に最高値の0.8%を示した。その後は徐々に低下した。

IP 一次雄の GSI は8月上旬から上昇を開始し，9月下旬に急上昇し，10月から11月にピークの4.0%前後に達した。11月下旬まで高い値が保たれたが，その後急激に低下した。

3. 生殖腺組織像の季節変化

卵巣 ササノハベラの発達した卵巣には種々の成熟段階にある卵母細胞が混在していた。したがって，卵巣の成熟過程を知るために最も成熟した段階の卵群を指標として，その卵母細胞の形態学的特徴から以下の9期に区分された。

1) 周辺仁前期：卵母細胞の細胞質はヘマトキシリンに濃染され，核周辺に仁が観察された。組織標本上における卵径は 40～90 μm であった (Fig. 3-A)。

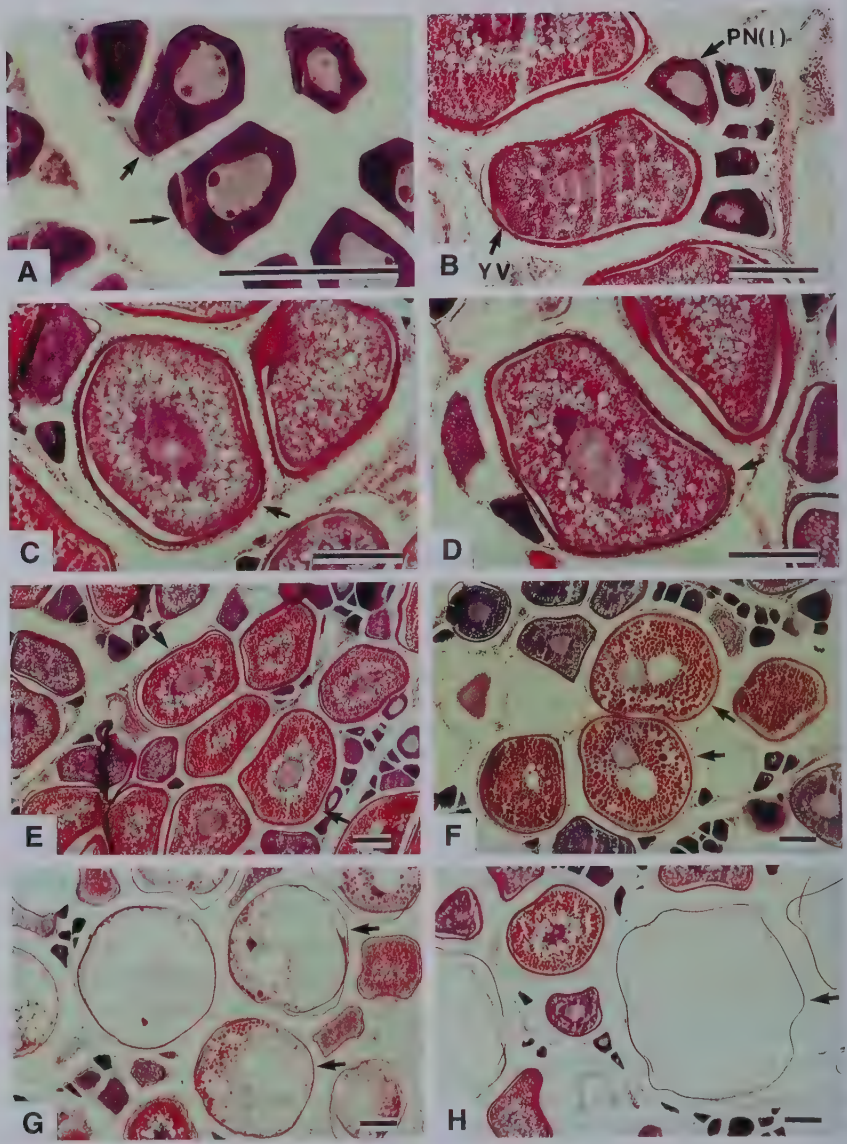


Fig. 3. Developmental stages of oogenesis in *Pseudolabrus japonicus*. (A) early perinucleolus stage; (B) PN (I), late perinucleolus stage; YV, yolk vesicle stage; (C) primary yolk stage; (D) secondary yolk stage; (E) tertiary yolk stage; (F) migratory nucleus stage; (G) pre-mature stage; (H) mature stage. Each bar scale=100μm.

2) 周辺仁後期：細胞質は次第に大きくなり，ヘマトキシリンに対する染色性が薄れてきた（Fig. 3–B）。
3) 卵黄胞期：卵母細胞は大きさを増し，卵黄胞が細胞質の周辺部に出現し，次第に内側へ広がった。卵膜はやや肥厚し，エオシンに濃染された。また，卵径は 110～220 μm であった（Fig. 3–B）。
4) 第一次卵黄球期：細胞質周辺部にエオシン好染色性の小卵黄球が出現した（Fig. 3–C）。
5) 第二次卵黄球期：卵黄球の大きさと数が増し，細胞質の全域を占めるようになった（Fig. 3–D）。
6) 第三次卵黄球期：細胞質の全域に大型卵黄球が満ち，卵膜は肥厚し，放射帯が明瞭となった。核周辺に並んでいた小型の油球は融合して数個の大型油球となった。卵径は 280～430 μm であった（Fig. 3–E）。
7) 胚胞移動期：核周辺に配置していた油球は1から数個に融合し，核の一方向へ片寄った（Fig. 3–F）。
8) 前成熟期：卵黄球は溶解し，核膜は認めがたくなり，大型油球は散在した。卵径は 480～510 μm であった（Fig. 3–G）。
9) 成熟期：大型油球を1個もつほかは，透明無構造であり，排卵された完熟卵と同形状であった。卵径は 600～700 μm であった（Fig. 3–H）。

この他，卵巣には産卵後の限られた期間だけではなく，周年を通して退行卵やその残渣が観察された。多くの大型の卵黄蓄積卵は完全には吸収されずに長期間存在し，雄へ性転換した後も黄褐色小体として存在し続けた（Fig. 4）。

1齢魚以上（体長およそ 7 cm 以上*1）について，卵巣の成熟段階の季節変化を Fig. 5 に示した。ただし，最も進んだ卵母細胞が第一次卵黄球期と第二次卵黄球期および前成熟期である個体は得られなかった。4月から7月下旬までは周辺仁前期の卵母細胞を持つ個体が大部分であるが，8月下旬（30日）になると約半数の個体が卵黄胞期卵を持っていた。その後急激に発達し，9月下旬（20日）には第三次卵黄球期以上の卵を持つ個体が90％以上を占めた。これらの個体は排卵後濾胞または成熟期卵を保有していた。11月下旬（30日）には60％の個体で正常に発達した卵を保有し，他の20％の個体は正常卵と新しい退行卵がともに存在していた。残り20％の個体は周辺仁期卵と新しい退行卵のみからなる卵巣を持つ個体であった。12月下旬になるとすべての個体で周辺仁期以下となり，そのうち約半数の個体に，新しい退行卵が認められた。

また，当歳魚（満1齢で体長およそ 7 cm）について観察を行った。9月下旬に採集された体長 6.6～8.1 cm の5個体のうち比較的大型の2個体（7.9，8.1 cm BL）は成熟・完熟期卵および排卵後濾胞を保有していたが，他の3個体（6.6，7.0，7.8 cm BL）ではまだ卵黄胞期であった。また，10月上旬に採集した5個体（7.4～7.9 cm BL）のうち3個体（7.5，7.7，7.9 cm BL）は成熟・完熟期卵もしくは排卵後濾胞が認められたが，他の2個体（7.4，7.6 cm BL）では最も発達した卵母細胞でも第二次と第三次卵黄球期であった。そして，このうち第三次卵黄球期卵を持つ個体には卵黄蓄積のみられる新しい退行卵が認められた。

精巣　精巣内の生殖細胞は，一次雄と二次雄ともに精原細胞から休止期を経て，第一次から，第二次精母細胞，精細胞となり，さらに成熟するとエオシン好染性の長い鞭毛状の尾部を持つ精子となった。個々の包嚢内の生殖細胞は同じ発達をとげたが，包嚢が異なると発達段階も異なった。精子形成が活発に行われていた精巣内にはすべての発達段階の生殖細胞が観察された。本種の精巣の発達段階は以下の6期に区分された。

1) 精原細胞増殖期：精巣の多くは精原細胞で占められ，残存精子はほとんど認められなかった。全体的に包嚢壁がかなり肥厚して

*1 重田利拓・渋野拓郎・橋本博明・貝島健二，1994.5: ササノハベラ *Pseudolabrus japonicus* の年齢と成長．平成6年度日本水産学会中国・四国支部例会講演要旨，8 pp.

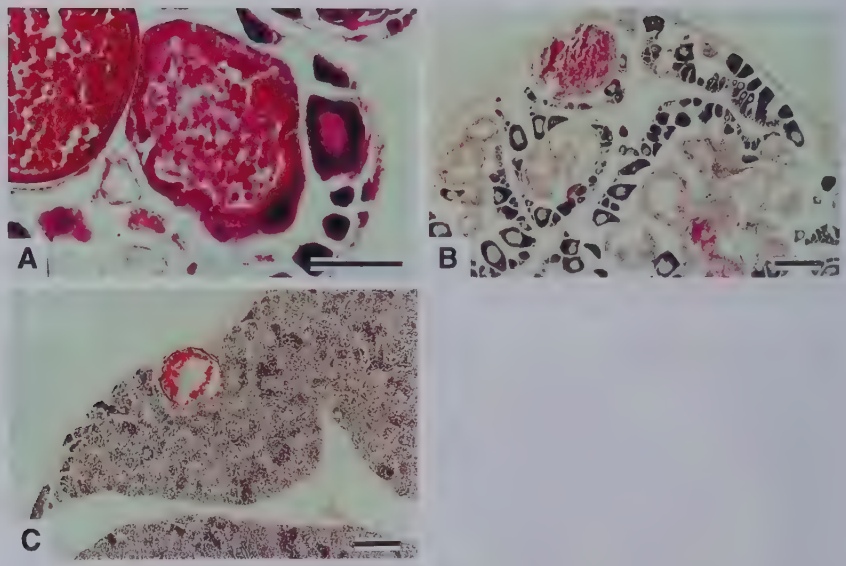


Fig. 4. Degenerating oocytes in the ovary of *Pseudolabrus japonicus*. (A) early atresia stage; (B) late atresia stage; (C) yellow-brown body (far late atresia stage) in secondary testis. Each bar scale = 100μm.

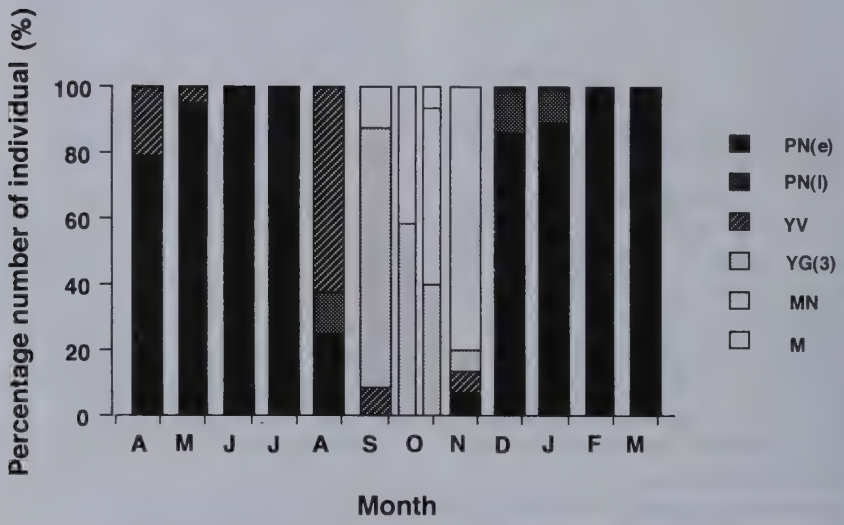


Fig. 5. Seasonal changes in the maturation stages of the ovary of *Pseudolabrus japonicus*. PN (e), early perinucleolus stage; PN (I), late perinucleolus stage; YV, yolk vesicle stage; YG (3), tertiary yolk globule stage; MN, migratory nucleus stage; M, maturation stage.

おり，一次精巣では包嚢壁に沿った精原細胞の配列が顕著に見られた（Fig. 6-A）。

2）精母細胞期：ほとんどが精原細胞であるが，所々に精母細胞の包嚢が認められるようになった。精巣はまだ発達していなかった（Fig. 6-B）。

3）精子形成初期：精巣の包嚢は主として精原細胞からなっているが，精原細胞及び種々の発達段階の異なる生殖細胞の包嚢が散在し，精小嚢内腔にはわずかながら精子が認められるようになった。この段階の精巣は精子形成の活性化を示した。また性転換直後の個体ではすでにこの段階であった（Fig. 6-C）。

4）排精期：精巣は肥大化し，輸精管は精子で満たされていた。精子の花束構造（林 1971）をした包嚢及び精母細胞・精細胞の包嚢も多数観察された。精小嚢内腔には多量の精子が流出していた（Fig. 6-D）。

5）排精移行期：排精期と比較すると，精原細胞が目立つようになり包嚢壁が少し肥厚した。包嚢内は多少疎になり，多量の精子が

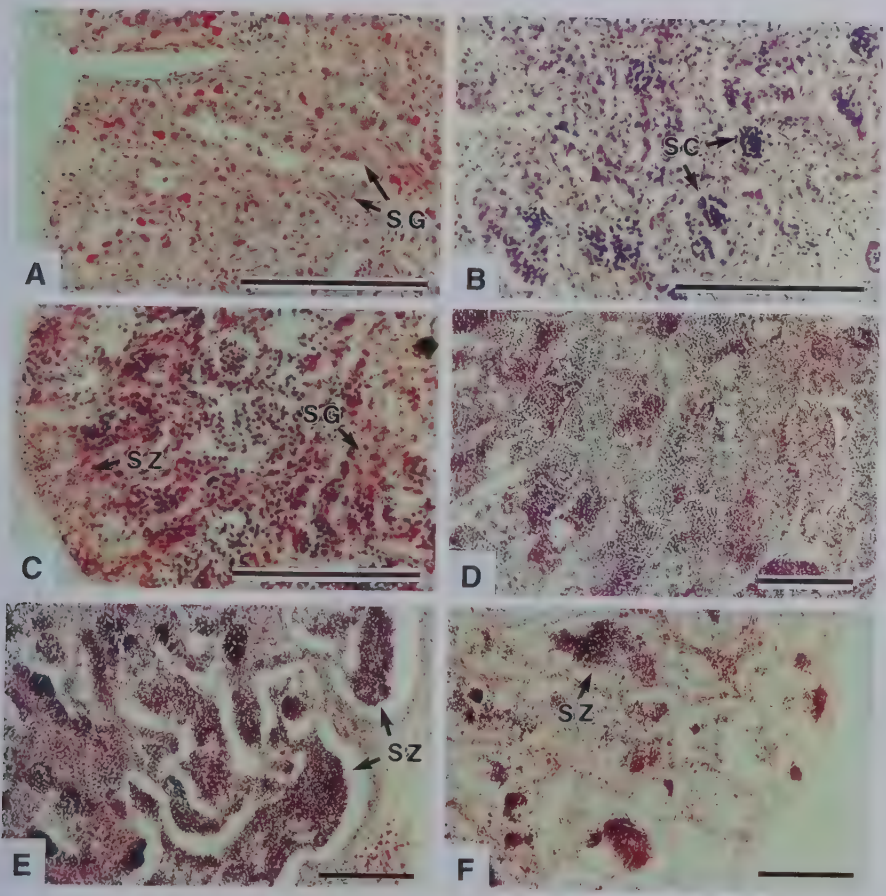


Fig. 6. Developmental stages of spermatogenesis in *Pseudolabrus japonicus*: A, spermatogonial proliferation stage; B, spermatocyte stage; C, early spermatozoal formation stage; D, spawning stage; E, post-spawning stage; F, testicular quiescent stage. SG, spermatogonia; SC, spermatocytes; ST, spermatids; SZ, spermatozoa. Each bar scale=100μm.

流出していた。しかし，精巣はいまだ肥大した状態にあった（Fig. 6-E）。

6）精巣休止期：精巣の精小嚢壁には，精原細胞が見られるようになり，精小嚢内腔には残存精子のみが見られ，精巣は排精後の組織像を呈していた（Fig. 6-F）。

二次雄の精巣組織像の季節変化を Fig. 7-A に示した。4月から7月下旬まではほとんどの個体は精子形成初期以下であった。しかし，8月下旬に精巣は発達し，80％の個体が排精期に達していた。9～11月はすべての個体が排精期であったが，12月下旬には80％の個体で排精移行期か精巣休止期となった。その後は精原細胞増殖期と精母細胞期の不活発な精巣が多くを占めた。

IP 一次雄（1齢魚以上；体長およそ 7 cm 以上）の精巣組織像の季節変化を Fig. 7-B に示した。一次雄においても二次雄と同様の季節変化を示した。一次雄では7月下旬にすでに半数の個体が排精期に達し，8月にはすべての個体が放精可能であった。その状態は11月下旬まで続いた。その後は二次雄と同様に精原細胞増殖期となったが，二次雄と異なり，精原細胞の列構造が明瞭であった。

一次雄の当歳魚については個体数が少なかったので検討できなかった。

4. 栄養状態の季節変化

栄養状態の季節変化の指標として，HSI と GFI および CF の季節変化を雌，一次雄，二次雄に分けて Fig. 8 に示した。

雌の栄養状態の季節変化 雌の HSI は雄とは逆に9月中旬の卵巣の発達とほぼ同時に増加

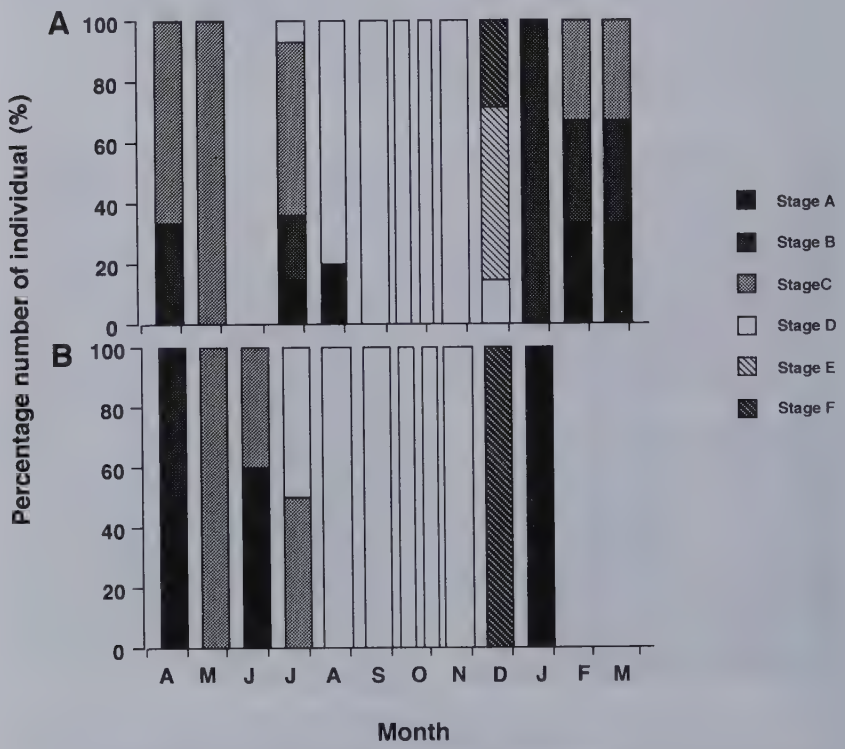


Fig. 7. Seasonal changes in the maturation stages in the secondary testis (A) and the primary testis (B) of *Pseudolabrus japonicus*. These stages correspond to the stages shown in Fig. 6.

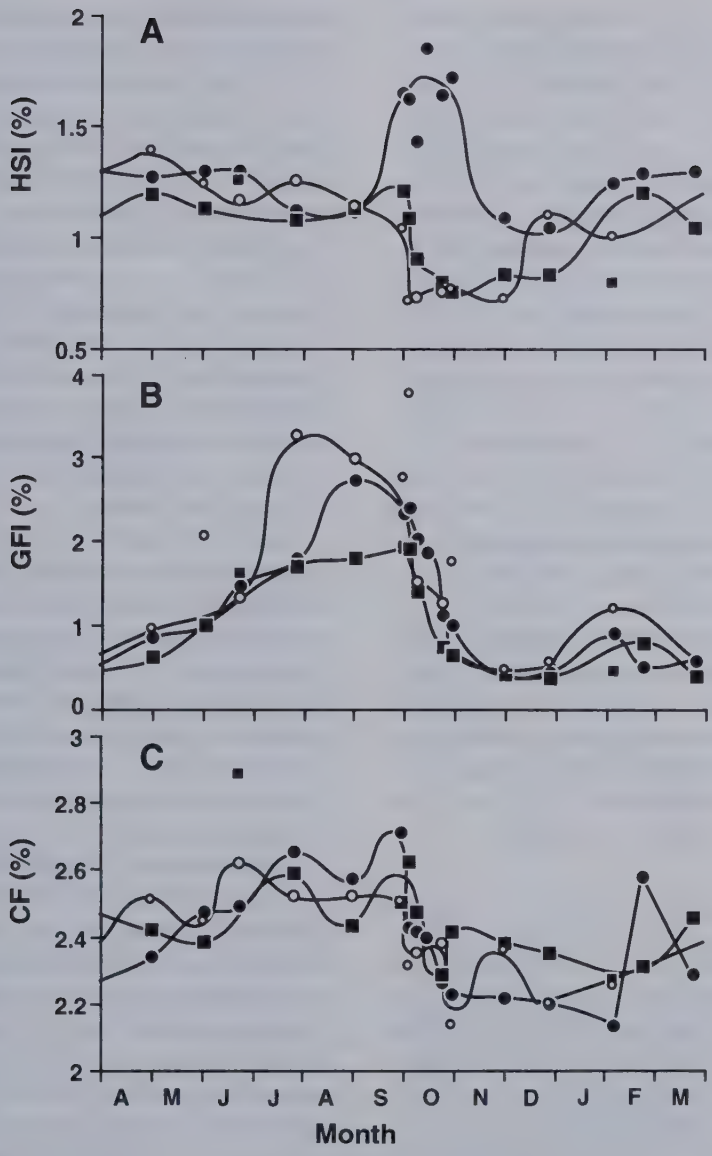


Fig. 8. Seasonal changes in the hepatosomatic index HSI (A); gut fat index GFI (B); and condition factor CF (C) in *Pseudolabrus japonicus* females (solid circle), IP primary male (open circle) and secondary male (square), respectively. Large symbols show the average of not less than 3 specimens, small marks show the average of less than 3 specimens.

を始め，GSI のピークと同様の10月中旬に最高値の1.9%を示した。その後，GSI の低下に先行して低下を始め，12月下旬に最低となったが，その後は9月上旬と同程度の値に回復した(Fig. 8-A)。GFI は大きな季節変化を示した。すなわち，5月から増加し，8月下旬には最高

値の2.8%を示した。その後，GSI の増加とともに急減し，11月下旬から1月上旬には0.5%以下となった。2月上旬に微増したが，下旬には再び減少した（Fig. 8-B）。CF は7月から9月頃に最高となったが，10月上旬に急激に低下し，2月上旬に最低となった（Fig. 8-C）。

二次雄の栄養状態の季節変化　HSI は2月下旬から9月下旬までは1.2%前後の値を示したが，それ以降 GSI の増加とともに急減した（Fig. 8-A）。GFI は4月から6月下旬までは増加するが，それ以降は緩やかな増加にとどまり，雌や IP 一次雄との違いが顕著であった。9月下旬には最高値2.0%を示した。10月から11月には急減し，12月下旬には最低値0.4%となった。2月下旬には微増したが，3月下旬には再び低下した（Fig. 8-B）。CF も GFI と同様の傾向を示したものの，その増減は緩やかで冬季にも雌・IP 一次雄ほどの低下は示さなかった（Fig. 8-C）。

IP一次雄の栄養状態の季節変化　IP 一次雄の HSI は二次雄とほぼ同様の傾向を示した。12月下旬には1.2%前後に回復した（Fig. 8-A）。GFI は雌の季節変化に類似した傾向を示し，夏季にも脂肪は蓄積され続けた（Fig. 8-B）。CF も GFI 同様の傾向を示したものの，その増減は緩やかであった（Fig. 8-C）。

考　　察

生殖サイクル　ササノハベラには1年を周期とする明確な生殖サイクルが認められた。8月下旬には最も成熟段階の進んだ雌個体で卵黄胞期であり卵黄蓄積はなされていなかった。雌の GSI は9月中に突然急上昇し，9月下旬には標本の多くに排卵後濾胞が認められたこと，8月下旬には大部分の雄個体が排精期に達し，放精可能な状態にあったことから本種の産卵開始時期は9月中旬であるといえる。11月下旬には雌の GSI がかなり低下したが，多くの個体が正常に発達した卵のみを持っていた。しかし，新しい退行卵を持つ産卵終了に向かう個体や，すでに産卵を終了した個体も出現し，産卵期の終了直前の様相を呈していた。12月上旬には一部の雌個体で排卵した個体が観察されたが，12月下旬にはすべての個体で産卵は完全に終了していた。一方，雄では12月上旬でも腹部を圧迫すると，精液が搾出された個体も1尾（IP 一次雄）得られたが，残りのすべての個体では産卵は終了していた。12月下旬にはほとんどの個体が産卵期終了時の組織像を呈していた。これらより産卵終了時期は12月上旬であるといえる。以上よりササノハベラの産卵期は浜田湾では9月中旬から12月上旬の2カ月半から3カ月間におよぶものといえる。中園（1979）は産卵頻度の行動観察から，北部九州の津屋崎において10月30日では産卵の終期に近いと報告しており，浜田湾での本種の産卵終了時期と異なった。

当歳魚は1年で性成熟することが知られている（中園 1979）。個体数は少ないものの，本研究においても同様の結果であった。しかしながら，産卵の開始期に相当する9月下旬に未だ産卵準備の整わない個体が多く見られた。10月上旬の産卵最盛期においても5個体のうち3個体は産卵可能であったが，他の2個体は，卵黄蓄積中の個体および産卵終了直前の個体であった。これらのことから当歳魚では1齢魚以上の雌に比べて卵成熟が遅れ，その結果，産卵開始時期も遅れるものと考えられる。また産卵期終了も早い可能性がある。

新しく卵黄を蓄積しながら退行変性した卵は11月下旬に出現し始め，翌年の2月中旬にはかなり卵黄の吸収が観察されることから，蓄積された卵黄は1～2カ月の間に吸収されるか，あるいは黄褐色小体として1年以上の長期間存在し続けるものと考えられる。退行変性した卵黄はカリフォルニアカタクチイワシ *Engraulis mordax* では1カ月程度で吸収されることが報告されている（Hunter and Macewicz 1985）。

ササノハベラでは産卵期に異なる成熟段階の卵母細胞が認められ，更に排卵後濾胞も存在することから1産卵期に多回産卵を行うものと考えられる。

生殖サイクルの調節要因　このように本種の産卵の開始および終了が個体間で極めて同期的に起こることから何らかの外部環境要因によって成熟過程が支配されているものと思われる。

魚類の成熟は一般的に日長および水温に強く影響される（羽生 1991）。本種の生殖腺が発達し始める8月から9月は日長の変化が著しいが，水温はさほど変化しない時期であり，11月下旬はこれと逆である。すなわち生殖腺の成熟開始はもっぱら日長の短縮（およそ12.7～13.7時間明以下）に依存しており，生殖腺の退縮には水温低下（およそ17～18°C以下）が影響しているものと考えられる。

生殖サイクルと栄養状態との関係　生活史理論によると総蓄積エネルギーは成長・生存を高める努力および繁殖努力に配分される。繁殖努力は配偶子産生，つがい形成やなわばり維持，および卵などの保護に費やされる（グロス・前川 1989）。魚体内では蓄積エネルギー源として脂肪，グリコーゲンなどが腹腔内，筋肉，肝臓などに貯蔵されている。従ってHSI，GFIおよびCFの変化は総蓄積エネルギーの増減を反映する。本種の栄養状態にも季節変化が認められ，GFIは大幅な変動を示した。一般に腹腔内脂肪等の脂肪量は季節的変化を示すことが知られており，これには生殖周期との対応が指摘されている（和田 1953，須山 1958，Takashima *et al*. 1971）。本種においても，9月中旬からの産卵期中には繁殖努力に多くのエネルギーを配分するためにそれまで蓄積されていたエネルギーは完全に消費されたものと考えられる。本研究では6月から9月の腹腔内脂肪量については，IP雌・一次雄個体とTP一次・二次雄個体との間に顕著な差が認められた。これが繁殖努力に費やされるエネルギー量の差により，摂餌量に違いが生じたものか，あるいは他の原因によるものか今後明らかにする必要がある。冬季のCFについても性カテゴリーで異なった変動を示し，二次雄では雌・IP一次雄のような低下は示さなかった。

一般的に肝臓重量指数（HSI）は魚の栄養状態を表す指標として用いられている。本種については産卵期にHSIは顕著な雌雄差を示し，雌では値が急増したものの，雄では一次雄，二次雄ともに急減した。産卵期に雌の肝臓が雄に比較して肥大することは多くの魚種で認められている（会田1974）。ササノハベラの雄で見られたように産卵期にHSIは1.2～1.4%低下しており，肝臓では産卵期前に少量のエネルギー蓄積がなされていることがわかるが，雌では卵黄タンパクの合成が行われるため一時的に肥大すると推察される。

前述のように当歳魚では産卵開始が遅いことを指摘した。栄養状態の周年変化の結果から判断すると，4月から7月に本種の成長率は著しく高く[*1]，同時に繁殖のためのエネルギー蓄積もなされるが，当歳魚では成長により多くのエネルギーを配分するためにその影響が産卵期短縮に働いたものと考えられる。

謝　辞

本報に掲載する機会を与え，また御校閲を賜った南西海区水産研究所赤潮環境部部長本城凡夫博士と同部環境保全研究室室長玉井恭一博士および御校閲頂いた資源増殖部魚類増殖研究室鈴木伸洋博士に深く感謝する。広島大学生物生産学部水産資源学研究室研究生野田幹雄博士（現水産大学校助手）をはじめとする同研究室室員の皆様からも多大なるご援助を頂いた。これらの方々にも感謝申し上げる。

文　献

会田勝美，1974：卵黄たん白質の蓄積．「魚類の成熟と産卵」（日本水産学会編），恒星社厚生閣，東京，88–99.

グロス M. R.・前川光司，1989：魚類の繁殖戦略の進化．「魚類の繁殖行動」（後藤晃，前川光司編），東海大学出版会，東京，162–201.

羽生　功，1991：生殖周期．「魚類生理学」（板沢靖男，羽生功編），恒星社厚生閣，東京，287–325.

林　勇夫，1971：スズキ精巣の成熟過程について．魚類学雑誌，18，39–50.

Hunter J. R. and B. J. Macewicz, 1985: Rates of atresia in the ovary of captive and wild northern anchovy *Engraulis mordax*. *Fish. Bull.*, 83, 119–136.

小林弘治・鈴木克美，1994：駿河湾におけるキュウセン *Halichoeres poecilopterus* の雌雄性と繁殖．東海大学紀要海洋学部，38，233–256.

Nakanura, M., K. Yamauchi, Y. Nagahama and E.

G. Grau, 1984: Endocrine-regulated morphological chages in the gonad during sex reversal in protogynous wrasse. *Zoo. Sci.*, 1, 967.

中園明信，1979：日本産ベラ科魚類5種の性転換と産卵行動に関する研究．九州大学農学部附属水産実験所報告，4, 1–64.

中園明信，1991：機能的雌雄同体現象．「魚類生理学」(板沢靖男，羽生功編)，1，恒星社厚生閣，東京，327–361.

Ross, R. M., G. S. Losey and M. Diamond, 1983: Sex chage in a coral-reef fish: Dependence of stimulation and inhibition on relative size. *Science*, 221, 574–575.

須山三千三，1958：ニジマス卵成熟中の一般成分の変化．日水誌，24, 656–659.

Takashima F., T. Hibiya, T. Watanabe and T. Hara, 1971: Endocrinological studies on lipid metabolism in rainbow trout-I. Differences in lipid content of plasma, liver and visceral adipose tissue between sexually immature and mature females. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 37, 307–311.

和田正太，1953：鰯体における脂肪の生化学的研究．農化学誌，29, 339–475.

1994年12月1日受理 (Accepted December 1, 1994)
南西海区水産研究所業績A第36号 (Contribution No. A 36 from the Nansei National Fisheries Research Institute)
重田利拓：南西海区水産研究所　〒739-04　広島県佐伯郡大野町丸石2-17-5 (T. Shigeta: Nansei National Fisheries Research Institute, 2-17-5 Maruishi, Ohno, Saeki, Hiroshima 739-04, Japan)
渋野拓郎・橋本博明・具島健二：広島大学生物生産学部　〒724　東広島市鏡山1-4-4 (T. Shibuno, H. Hashimoto, K. Gushima: Faculty of Applied Biological Science, Hiroshima University, 1-4-4 Kagamiyama, Higashihiroshima 724, Japan)

南西水研研報 (Bull. Nansei Natl. Fish. Res. Inst.), No. 28: 55-61

広島湾沿岸域における溶存態有機炭素の濃度

松山　幸彦・内田　卓志・本城　凡夫

Concentrations of Dissolved Organic Carbon in Coastal Location in Hiroshima Bay

Yukihiko Matsuyama, Takuji Uchida and Tsuneo Honjo

Concentrations of dissolved organic carbon (DOC) from surface samples in Hiroshima Bay, Seto Inland Sea, were determined by the high temperature oxidation method. The method gave reproducible results with a mean concentration (±S.D.) of 1.44±0.04 mgC/l (n=6) on October 14, 1992. DOC concentrations of the samples collected from Hiroshima Bay ranged from 1.44 to 2.50 mgC/l. The highest concentration was detected in the sample from *Heterosigma akashiwo* bloom. This suggests that the high DOC value was caused by the excretion of metabolites of this species. Further, the DOC content of a sample was fractionated by microfiltration (pore size 0.1 μm) and ultrafiltration (MW 3000). The fraction of less than MW 3000, MW 3000～0.1 μm, and 0.1～1 μm was estimated to contain 57%, 23% and 20% of total amount of DOC, respectively. The DOC concentrations of samples in Hiroshima Bay were similar or slightly higher than those determined previously in the other waters.

Key words: High temperature oxidation method, DOC, Hiroshima Bay,

海洋における有機物の存在形態には溶存態有機物と懸濁態有機物があり，両者は，一定の孔径を持つフィルターで濾過することにより区別されてきた。一般には孔径 1 μm のグラスファイバーを用いるが，近年 0.7 μm のものも用いられている（半田 1992)。

溶存態有機物は，その分子中に含まれる炭素を指標として，溶存態有機炭素（DOC: Dissolved Organic Carbon）として定量的に扱われる。一般に海水中に含まれる DOC は，植物プランクトンの炭素量よりもはるかに多く，海洋における炭素循環の中で重要な位置を占めている（Parsons 1963)。特に，バクテリアなどの従属栄養生物にとっては，エネルギー代謝の重要な基質となっている（Cole *et al*. 1982)。また，近年は海水中の DOC が金属元素と錯化合物を作ることにより，植物プランクトンの増殖に必要な鉄などの金属吸収能力を高めたり，また，銅など有害な重金属の毒性を和らげたりして，海洋の植物プランクトンの増殖や基礎生産をコントロールしていることも指摘されている（Barber and Ryther 1969, Steeman Nielsen and Wium-andersen 1970, 中島 1992)。従って，DOC が地球規模の炭素循環において果たす役割や，基礎生産等へ与える影響等を調べるためにも，海水中における濃度や組成を正確に把握する必要がある。

DOC の測定には，試水に含まれるすべての有機物を酸化分解し，生じた CO_2 濃度を非分散型赤外分析計で測定する方法が用いられてい

る。この測定法は，酸化分解における操作の違いから，大きく2つの手法に分けることができる。一つは酸化剤に過硫酸カリウムを用いる湿式酸化法（Menzel and Vaccaro 1964）であり，もう一つは，白金触媒や酸化マンガンを充填した高温電気炉（680–900°C）で分解する高温触媒酸化法（Gordon and Sutcliffe 1973, Sugimura and Suzuki 1988）である。高温触媒酸化法は，湿式酸化に比べ難分解性の有機物に対しても酸化効率が高く，分析操作も容易なことから，近年多用されるようになっている。しかしながら，DOC の測定は，ブランク測定に必要な有機物を全く含まない超純水の調製が難しいだけでなく，試料の前処理法がほとんど統一されていない。そのため，分析法や測定者により値が大きく異なるなどの問題が生じやすく，その測定は研究者に敬遠されがちである。こうしたことから，無機栄養塩などと比較して，正確な測定例が著しく少なくなっている。特に基礎生産が高く，DOC の生成，分解が活発であると言われる沿岸域や内湾での分析例はほとんど報告がない。

そこで，今回は広島湾海水中の DOC 濃度を高温触媒酸化法で測定するとともに，現場海水での再現性・有効性を検討した。また，微少孔径のフィルターによる濾過および限外濾過法により，DOC の粒径および分子量分画を行って，それぞれの割合も同時に測定した。

実 験 方 法

1. 試水の採水および調製

海水試料は，1992年6月10日，8月4日，10月7日，11日および14日の計5回，Fig. 1 に示した研究所前の浮桟橋において採水した。11容の手付ビーカーを用い，表層水を適量採水した。海水は直ちに実験室に持ち帰り，予め450°C で3時間焼いて有機物を除いたガラスフィルター（GF/C：ポアサイズ約 1 μm, Whatman 社製）を装着した濾過器を用い，20 mmHg 以下で濾過して懸濁物を除いた。この濾液を DOC 測定用の試料とした。また，10月14日の試料については，採水直後，濾液を 0.1 μm のシリンジフィルター（マイレクスVV, ミリポアー社製）および分子量3000の限外濾過膜（アミコン社製，YM-3）を装着した濾過器（アミコン社製，Model 8050）を用いて濾過し，分画試料とした。従って，それぞれの画分は，0.1～1 μm，0.1 μm～MW 3,000，MW 3,000 以下となる。いずれの試料も分析まで，−20° 以下で凍結保存した。なお，採水や濾過に先立ち，器具や容器等はすべて 1N-HCl と脱イオン水による洗浄を行った。ただし，洗浄を施しても，フィルターや膜から溶出する微量の有機

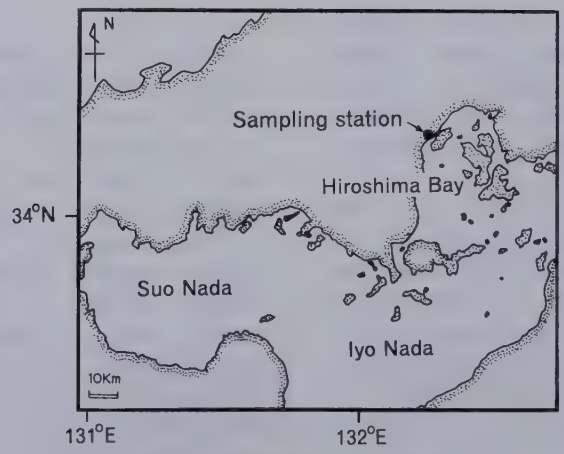


Fig. 1. Sampling location of seawater.

物汚染は避けられないので，0.1 μm のフィルターおよび限外濾過膜については，脱イオン水による溶出液中の DOC 濃度も同時に測定した。

器具等の洗浄や，ブランクの測定に用いた脱イオン水は，すべて蒸留水作成装置（ヤマト，WG 25）で得られた蒸留水を，再度イオン交換樹脂（オルガノ社製，Model-R）を通過させて調製した。脱イオン水は空気中からの有機物汚染を避けるため，採水後5時間以上経過した水は廃棄し，新たに調製した。また，イオン交換樹脂で処理する場合においても，最初の流出液は汚染が比較的多いと思われるので，数百 ml 以上流出させた後に採水した。

2. 試水の前処理および測定

DOC の分析において障害となる溶存態無機炭素（Dissolved inorganic carbon: DIC）を予め除くため，Fig. 2. に示す操作によって，試水の前処理法を検討した。まず，5 ml の海水試料を，予め 450°C で 3 時間処理して有機物を除いた 10 ml 容ガラス瓶に移し，脱イオン水で調整した 2N-HCl（和光純薬，アミノ酸自動分析用）を 50 μl（1％濃度）添加して pH を 2 以下に下げた。この溶液を，先端にシリンジ針を装着したシリコンチューブを用い，流量 80 ml/min，10分以上 N_2 ガスを通気させて DIC を十分に除いた。また，1N-HCl 添加による同様の実験も試みた。

DOC の測定は，全炭素分析計（島津製作所，TOC-500）を用いて分析した。分析条件等については，Table 1 に一括して示した。酸化剤として白金触媒を充填したカラムを用い，塩酸や海水から発生する塩素ガスによるテーリング等を避けるため，流路に酸性化した飽和 Ag_2SO_4 を含むトラップ，およびハロゲンスクラバー（島津製作所社製）を装着した。キャリアーガスには，N_2：78％，O_2：22％を含む高純度空気を用いた。検量線作成には，フタル酸水素カリウム（関東化学，特級）を用いた。105°C で 4 時間乾燥させたものを，脱イオン水に既知の濃度に溶解し，標準試料とした。また，測定毎に脱イオン水を用いてブランク測定を行った。

標準試料，海水試料，ブランクのいずれも，前述の前処理を10分以上施し，無機炭素を十分に除いた後，全炭素の分析に供した。分析は同一試料について 4 ～ 6 回行い，値が小さい方から 3 つの分析値を平均して，試料中の DOC 濃度とした。

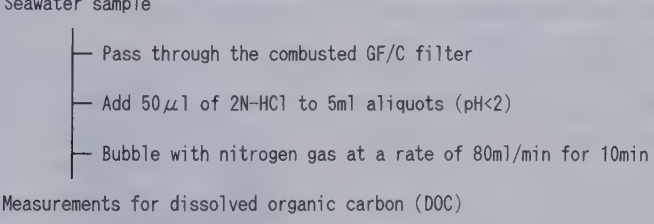


Fig. 2. Procedure for the determination of dissolved organic carbon in seawater.

Table 1. Instrumentation and operating conditions in the DOC analysis

Instrument	Shimadzu TOC-500
	non-dispersive infrared detector
Column	15×110 mm packed with platinized asbestos
Colum Temperature	680°C
Injection Volume	40 μl
Chloride Trap	acidified Ag_2SO_4 solution (saturated)
Air Flow	150 ml/min
Carrier Gas	N_2 : 78%　O_2 : 22%

結　　果

分析毎に脱イオン水を用いてブランク測定を行った結果，0.30±0.04 mgC/l (n=5) という値が得られた。今回の場合，これらはすべて脱イオン水に含まれる有機炭素によるものとみなして，濃度計算を行った。

高温触媒酸化法による，現場海水中の DOC 測定の有効性を確かめるため，10月11日に得られた試料を用いて予備実験を行った。Fig. 3 に，前処理による試水中の炭素含量の変化を示す。無処理の海水試料は約 23 mgC/l の炭素を含むが，酸性－N_2 ガス通気により溶液中から DIC が除かれ，その濃度は急激に減少する。そして，約10分程度で 1.64－1.71 mgC/l の範囲で一定の値を示し，そのまま通気を続けることにより，30分程度は一定の値を示した。この値を試水中

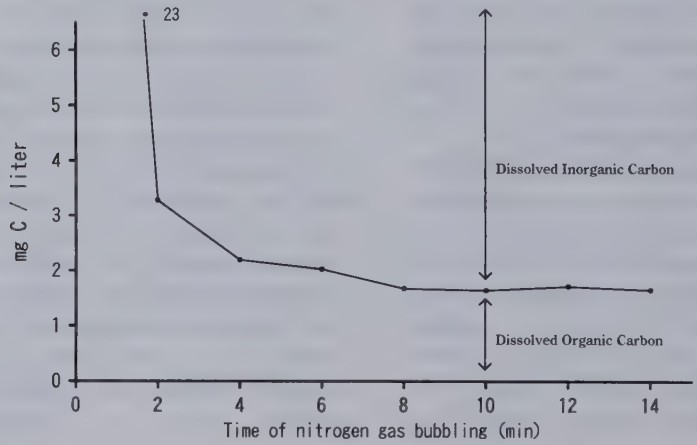


Fig. 3. Rare of the concentration decrease of dissolved inorganic carbon by bubbling nitrogen gas at a flow rate of 80 ml/min under pH<2.

Table 2. Concentration of DOC in Hiroshima Bay and from previous studies at other locations.

Location	DOC (mgC/l)	Method*1	Sources
Western Indian Ocean	0.51–1.76	WO	Menzel (1964)
Arabian Sea	1.00–1.48	WO	Menzel (1964)
Woods Hole, Mass.	1.9	WO	Barber (1968)
Western North Atlantic Ocean	0.8	WO	Barber (1968)
Gulf of Mexico	0.64–1.42*2	HTO	Pakulski and Benner (1994)
East China Sea	0.96–1.42	WO	Ogura (1975)
Sagami Bay	0.73–2.48	WO	Ogura (1975)
Tokyo Bay	0.88–7.00	WO	Ogura (1975)
Hiroshima Bay			
10 Jun. 1992	2.50	HTO	this study
4 Aug. 1992	1.58	HTO	this study
7 Oct. 1992	1.49	HTO	this study
11 Oct. 1992	1.66	HTO	this study
14 Oct. 1992	1.44	HTO	this study

*1 WO: Wet Oxidation　　HTO: High Temperature Oxidation
*2 53–118μM C

のDOC濃度とみなした。また，10月14日に得られた海水試料において繰り返し分析を行った結果，1.44 mgC/l±0.03 (n=6) という値が得られた。分析に供したその他の試水においても，同様に高い再現性が得られた。

次に，Table 2 に今回の分析結果および既報のDOC濃度とを比較した一覧を示す。計5回の分析の結果，採水地点おけるDOC濃度は1.44～2.50 mgC/l の濃度にあった。最高値の2.50 mgC/l は，6月10日の試料から検出された。この時の海水中の優占プランクトンは，ラフィド藻 *Heterosigma akashiwo* で，微着色を呈する赤潮海水 (10,400 cells/ml) であった。しかし，その他の採水日においては，過去に他海域で測定された濃度とほぼ同じ範囲にあり，DOCの値に大きな相違は認められなかった。

Fig. 4 に，10月14日の海水を 0.1 μm のフィルターおよび限外濾過膜で分画することにより得られた試料中の DOC 組成（%）を示す。それぞれの画分の割合は，Table 3 に示す式に従って算出した。なお，それぞれのフィルターから，脱イオン水を通過させることによって溶出してきた DOC は，0.1 μm のフィルターで 0.24 mgC/l，分子量3,000の限外濾過膜で 0.32 mgC/l であったので，これらを各測定値から差し引いた。結果として最も多く DOC を含むのは分子量3,000以下の低分子画分であり，DOC 全体に占める割合は57%に相当した。続いて分子量 3000～0.1 μm が23%，0.1～1 μm が20%の順であった。

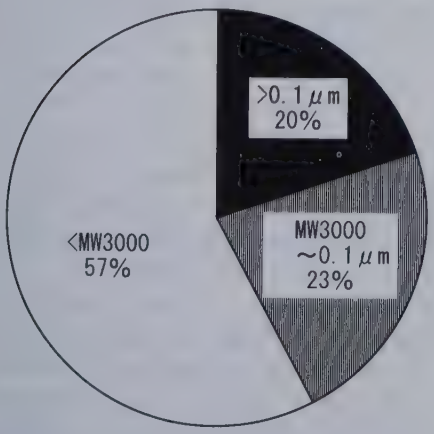


Fig. 4. Molecular size distribution of DOC (% of total amount) in the surface seawater of Hiroshima Bay on 14 Oct. 1992.

Table 3. Estimation of DOC composition in each fraction.

Treatments	Concentration
Pass through GF/C filter (≒1 μm)	DOC_1
Pass through 0.1 μm filter	DOC_2
Pass through MW 3,000 membrane	DOC_3

Fraction	Composition (%)
0.1–1 μm	$\frac{DOC_1-DOC_2}{DOC_1}\times 100$
MW 3,000–0.1 μm	$\frac{DOC_2-DOC_3}{DOC_1}\times 100$
<MW 3,000	$\frac{DOC_3}{DOC_1}\times 100$

考　　察

Fig. 3 から明らかなように，海水試料を酸性条件下で10分程度 N_2 ガスを通気すると DIC は殆ど除かれることが判った。それ故，無機炭素を多く含む海水試料中の DOC を測定するには，この前処理を10分程度行えば十分と言えよう。また，繰り返し分析の結果から，平均的な海水中の DOC 濃度である 1mgC/l 前後の分析においても，その濃度を精度高く定量することが可能であった。従って，沿岸水の DOC 定量に関して，本法は十分に有効であると判断した。

ただし，前処理の過程で湖沼や河川水の分析においてよく用いられる 1N-HCl 添加による通気を施した場合，同一条件下で繰り返し分析を行っても，2N-HCl 添加の場合に比べ変動幅が若干大きくなる傾向が認められた。海水試料は，河川水や湖沼水に比べ緩衝作用が大きく，淡水に比べ pH の低下が鈍いこと，不十分な酸の添加では通気により HCl が除かれて pH が上昇し易くなるなどの現象が生じると思われ，空気中から二酸化炭素が溶解し易くなり，分析

値の変動に影響を及ぼしているものと考えられた。従って，海水試料における分析においては，試料の pH を十分に下げておく必要がある。

今回広島湾で測定された DOC の濃度は，1.44～2.50 mgC/l の範囲に及んでおり，これは周防灘において報告されている 1.58～2.08 mgC/l（今井・他 1986）とほぼ同じ範囲にあった。なお，6月10日の試料から得られた 2.50 mgC/l という値は，その他の調査日の値の約1.5倍ほど高かった。この時の海水は，*Heterosigma akashiwo* の赤潮海水であったことから，この高い値は本種の増殖による DOC の生産のためと考えられた。赤潮時に DOC 濃度が高くなる現象は東京湾などにおいて認められているし（小倉 1975），外洋などにおいても，DOC 濃度は植物プランクトン現存量の多い有光層や沿岸域において，高い値を示すことも知られている（Barbar 1968, Menzel 1964, 小倉 1975）。従って，DOC の起源は植物プランクトンの増殖とそれに伴う有機物の細胞外分泌に負うところが大きいと考えられる。

しかしながら，赤潮のように植物プランクトンが異常に増殖した時期を除けば，広島湾における DOC 濃度は 1.44～1.66 mgC/l の範囲にあり，外洋で報告されている値とほぼ同じかやや大きい程度であった（Table 2 参照）。広島湾周辺には人口密度の高い都市や工場地帯が隣接し，しかも比較的大きな流入河川があるため陸上から負荷される無機・有機物の量が膨大である。そのため広島湾は富栄養化の進行が激しく，周年を通じて有機物の生産者である植物プランクトン現存量が多い（広島湾栄養塩収支挙動調査検討協議会 1982）。それにも拘わらず，観測したほとんどの期間で DOC 濃度が有機物の生産・負荷の貧弱な外洋域とほぼ同じ程度であった。

これは、内湾域においても、植物プランクトンから負荷されたDOCのかなりの部分が易分解性で、一部の難分解性のDOCを除いて水中に留まらないためと考えられる。易分解性のDOCはすみやかに栄養塩を再生し、再び植物プランクトンに吸収利用されるので、これにより内湾域や沿岸域の高い生物生産能力が支えられていると言える。また、河川等を通じて負荷される有機物は微生物学的に安定であるものの、河口域で大量に発生する無機粒子に吸着・沈殿して水中からほとんど除かれてしまうので（半田 1992)、湾全体のDOC濃度を大きく上昇させるには到っていないものと考えられる。

分子量分画の結果，DOC は分子量3000以下が57％と半分以上を占めていた。東京湾表面海水における，分子量10,000以下の DOC はおよそ30～60％であるという報告もある（小倉 1975)。ことから，海水中の DOC のかなりの部分は低分子物質から構成されているものと考えられる。実際に海水中からは，尿素（McCarthy 1970）やアミノ酸（Lindroth and Mopper 1979）などの低分子物質が多く検出されている。また，0.1 μm のフィルターを通過し，かつ分子量が3,000を越える DOC も23％ほど見られた。DOC には炭水化物が21％前後含まれ，そのうちの大部分が多糖であるという報告がある（Pakulski and Benner 1994)。広島湾においてもこの画分に多糖がかなり含まれているものと推察される。

今回，高温触媒酸化法と限外濾過等を組み合わせ，前処理法を改良することにより，広島湾海水中の DOC の濃度とおおまかな組成を明らかにした。今後は DOC の濃度や組成が，地域や場所によって，あるいは季節によってどのように変化するのか調べていく必要がある。

要　　約

1. 高温触媒酸化法による広島湾海水中の DOC 測定を実施し，前処理法も含めてその再現性や有効性を検討した。その結果，本法によって現場海水中の DOC 濃度を正確に測定することが可能であることが判った。

2. 本法を用いて，5回の採水と DOC 測定を実施した。その結果，広島湾海水中の DOC は 1.44～2.50 mgC/l の範囲にあり，赤潮期間を除けば外洋等で報告されている濃度とほぼ同じか少し高い程度の値であった。

3. 微細濾過および限外濾過によって DOC の分画を行い，その分布も同時に調べた。その

結果，DOC の57％までが分子量3,000以下の低分子画分であった。分子量3,000を越えるような高分子有機物は23％，バクテリアなどを含む粒径が 0.1～1 μm の有機物は20％であった。

文　献

Barber, R. T., 1968: Dissolved organic carbon from deep water resists microbial oxidation. *Nature,* 220, 274–275.

Barber, R. T., and J. H. Ryther, 1969: Organic chelators affecting primary production in the Cromwell upwelling. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.,* 3, 191–199.

Cole, J. J., G. E. Likens, and D. L. Strayer, 1982: Photosynthetically produced dissolved organic carbon: An important carbon source for planktonic bacteria. *Limnol. Oceanogr.,* 27, 1080–1090.

Gordon, D. C. and W. H. Sutcliffe, 1973: A new dry combustion method for the simultaneous determination of total organic carbon and nitrogen in seawater. *Mar. Chem.,* 1, 231–244.

半田暢彦，1992：海洋における有機物の動態，海の研究，1(5), 251–263.

今井一郎・伊藤克彦・寺田和夫・神園真人，1986：周防灘における *Chattonella* 耐久細胞の分布と夏季の赤潮．日水誌，52(9), 1665–1671.

広島湾栄養塩収支挙動調査検討協議会，1982：広島湾栄養塩収支挙動調査報告書，4–9.

Lindroth, P and K. Mopper, 1979: High performance liquid chromatographic determination of subpicomole amounts of amino acids by precolumn fluorescence derivatization with *o*-phthaldialdehyde. *Anal. Chem.,* 51, 1667–1674.

McCarthy, J. J., 1970: A urease method for urea in seawater. *Limnol. Oceanogr.,* 15, 309–313.

Menzel, D. W., 1964: The distribution of dissolved organic carbon in the Western Indian ocean. *Deep-Sea Reserch,* 11, 757–765.

Menzel, D. W. and Vaccaro R. F., 1964: The measurement of dissolved and particulate organic carbon in sea water. *Limnol. Oceanogr.,* 9, 138–142.

中島敏光，1992：海洋深層中での珪藻 *Skeletonema costatum* の誘導期を解消する諸因子　I．有機物による解消．日本プランクトン学会報，38(2), 93–104.

Ogura, N., 1975: Further studies on decomposition of dissolved organic matter in coastal seawater. *Mal. Biol.,* 31, 101–111.

小倉紀雄，1975：海水中の溶存有機物の生物地球化学的研究　日本海洋学会誌，31, 219–226.

Pakulski, J. D. and R. Benner, 1994: Abundance and distribution of carbohydrates in the ocean. *Limnol. Oceanogr.,* 39(4), 930–940.

Parsons, T. R., 1963: Suspended organic matter in sea water, In "Sears, M. (ed.). Progress in Oceanography, 1". Pergamon Press, pp. 205–239.

Steemann Nielsen, E. and S. Wium-Andersen, 1970: Copper ions as poison in the sea and in freshwater. *Mar. Biol.,* 6, 93–97.

Sugimura, Y. and Y. Suzuki, 1988: A High-temperature catalytic oxidation method for the determination of non-volatile dissolved organic carbon in seawater by direct injection of a liquid sample. *Mar. Chem.,* 24, 105–131.

1994年12月 1 日受理（Accepted December 1, 1994）
南西海区水産研究所業績 A 第37号（Contribution No. A37 from the Nansei National Fisheries Research Institute）
松山幸彦．内田卓夫・本城凡夫：南西海区水産研究所　〒739-04 広島県佐伯郡大野町丸石2-17-5（Y. Matsuyama, T. Uchida, T. Honjo: Nansei National Fisheries Research Institute, 2-17-5 Maruishi, Ohno, Saeki, Hiroshima 739-04, Japan）

材料と方法

植物プランクトン現存量

植物プランクトン現存量測定のための採水は，広島湾に設けた10定点（Fig. 1）において，1984年2月から1985年7月にわたってほぼ1ヶ月に一度，南西海区水産研究所調査船「せと」によって実施した。各定点の水深0，5，10 m，以下10 m間隔で海底上1 m深（B−1 m）から採水し，その500 mlをガラス繊維濾紙（Whatman GF/C）で濾過した。濾紙を90%アセトン中でホモジナイズし，クロロフィルa濃度を蛍光法（西条 1975）によって測定した。クロロフィルa濃度の測定はTurner Designs社蛍光光度計によった。植物プランクトン現存量（mgChl. a·m^{-2}）は海面からB−1 mまでのクロロフィルa濃度を台形法によって積算して求めた。

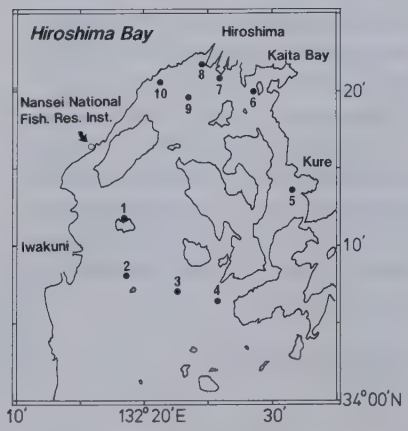


Fig. 1. Sampling locations in Hiroshima Bay. Phytoplankton biomass was determined at 10 stations and photosynthetic rate measured at the pier of Nansei National Fisheries Research Institute (NNFRI).

光合成速度

光合成速度の測定は南西海区水産研究所の桟橋において，現存量調査とほぼ同時期に実施した。採水は2 m層より行い，まず大型の動物プランクトンを除くため，試水を300 μmのプランクトンネットで濾過した。その濾液を300 mlのBOD瓶（Wheaton社）6本（明瓶4本，暗瓶2本）に静かに分注した。明瓶2本は直ちに硫酸マンガン溶液とアルカリヨウ化物溶液各1 mlづつを加えて溶存酸素の固定を行った。残りの明暗瓶各2本は採水層に一定時間（正午を含む約5時間）吊り下げを行った。吊り下げ終了後，各瓶の溶存酸素の固定を行い，ウインクラー法によって各瓶中の溶存酸素を測定した。総光合成速度（Gross photosynthesis; GP），純光合成速度（Net photosynthesis; NP）及び呼吸速度（Respiration; R）はStrickland and Parsons（1968）に従って以下の式から求めた。すなわち，

$$GP\ (mgC\cdot m^{-3}\cdot h^{-1}) = \frac{605\cdot f\cdot (V_{LB}-V_{DB})}{N\cdot PQ}$$

$$NP\ (mgC\cdot m^{-3}\cdot h^{-1}) = \frac{605\cdot f\cdot (V_{LB}-V_{IB})}{N\cdot PQ}$$

$$R\ (mgC\cdot m^{-3}\cdot h^{-1}) = \frac{605\cdot f\cdot (V_{IB}-V_{DB})\cdot RQ}{N}$$

ここで，V_{LB}，V_{DB}，V_{IB}はそれぞれ明瓶，暗瓶および培養スタート時に直ちに溶存酸素の固定を行った瓶において滴定に要したチオ硫酸ナトリウム溶液の容量を示す。Nは海域に吊り下げた時間（h），fはチオ硫酸ナトリウムをヨウ素酸カリウム標準溶液で標定して求めたファクターである。PQとRQは光合成商及び呼吸商で，それぞれ1.2と1.0とした。

一般観測項目

現存量及び光合成速度調査時における水温，塩分の測定はオートラボ社製水温塩分計によった。光合成速度測定時の栄養塩濃度（DIN，PO_4，SiO_2）はテクニコン社オートアナライザーでテクニコン社の方法により測定した。また，クロロフィルa濃度は無処理の試水とそれをポアサイズ10 μmのプランクトンネットで濾過したもの（ナノプランクトン画分）の両方について測定した。

結　　果

植物プランクトン現存量の水平分布とその季節変化

植物プランクトン現存量の水平分布とその季節変化を Fig. 2 に示す。広島湾では1984，85年とも2月に湾東部の海田湾，呉湾及び岩国沖でいわゆる春のブルームが明瞭にみられた。その後3月から4月にかけて現存量は著しく低下し，ほとんどの定点で 50 mgChl. a·m^{-2} 以下となり，海域差もみられなくなった。しかし，

Fig. 2. Monthly variations in phytoplankton biomass in Hiroshima Bay (February 1984–July 1985).

5月から7月には湾奥部において著しい現存量の増大が観察され，局所的に赤潮状態を呈した。この傾向は9月まで続き，湾奥部に加えて湾南部でも現存量の増加がみられ始めた。10月以降には湾全域で現存量は減少し，翌年の2月まで25 mgChl.a·m^{-2} 以下の低い値で推移した。年間を通してみると，高い現存量は広島市沖，呉市沖及び岩国沖でみられた。以上のように，河川を通じて陸上からの負荷の大きい湾奥沿岸部で植物プランクトン現存量が高く，また季節変動も大きいのに対して，湾口部では現存量は低くその季節変動も小さいことが明らかとなった。植物プランクトン現存量の全調査点の平均値と標準偏差の季節変動を Fig. 3 に示す。現存量は 19.6～101.3 mgChl.a·m^{-2} の範囲で大きく変動した。しかし，水平分布でも触れたように，明瞭な季節変化がみられた。すなわち，2月を中心としたいわゆる春季と6月付近に2つの現存量のピークがみられた。春季のブルームは初夏のものに比べて規模は小さく，現存量は 50 mgChl.a·m^{-2} 程度であったが，初夏のそれは 100 mgChl. a·m^{-2} を越える高い値を示した。

光合成速度及び環境因子の季節変化

南西海区水産研究所の桟橋における光合成速度の季節変化を Fig. 4 に示す。光合成速度は総光合成で 4.4～74.6 mgC·m^{-3}·h^{-1}，純光合成で 3.4～66.1 mgC·m^{-3}·h^{-1} の範囲にあった。光合成速度のピークは4～5月と7月にみられた。また，秋から冬にかけては光合成速度は小さかった。単位クロロフィルa当たりの光合成速度（Assimilation number）は総光合成で 2.5～15.0 mgC·mgChl. a^{-1}·h^{-1} の範囲にあり，平均値（±標準偏差）は 7.7±3.5 mgC·mgChl. a^{-1}·h^{-1} であった。また，純光合成の Assimilation number は 0.4～13.6 mgC·mgChl. a^{-1}·h^{-1} の範囲にあり，平均値では 6.1±3.5 mgC·mgChl. a^{-1}·h^{-1} であった。

種々の環境因子のうち水温，塩分及びクロロフィルa濃度の季節変化を Fig. 5 と Fig. 6 にそれぞれ示す。水温は 10 °C から 26 °C の範囲にあり，明瞭な季節変化を示した。すなわち，水温の上昇は3月頃から始まり，9月に最高となった後，再び低下に転じ，1～2月に最低値を示した。塩分は1985年の7月にかなりの低下が見られた以外はほぼ31～32‰と一定であった。総クロロフィルa濃度は 1.1 mg·m^{-3} から 7.1 mg·m^{-3} の範囲にあり、夏季に高く冬季に低いといった水温の変動と良く似た変動パターン

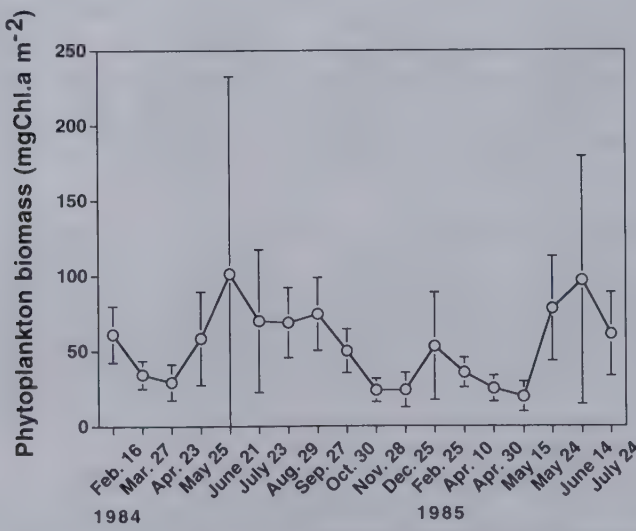


Fig. 3. Seasonal variations in phytoplankton biomass in Hiroshima Bay. Bars represent SD.

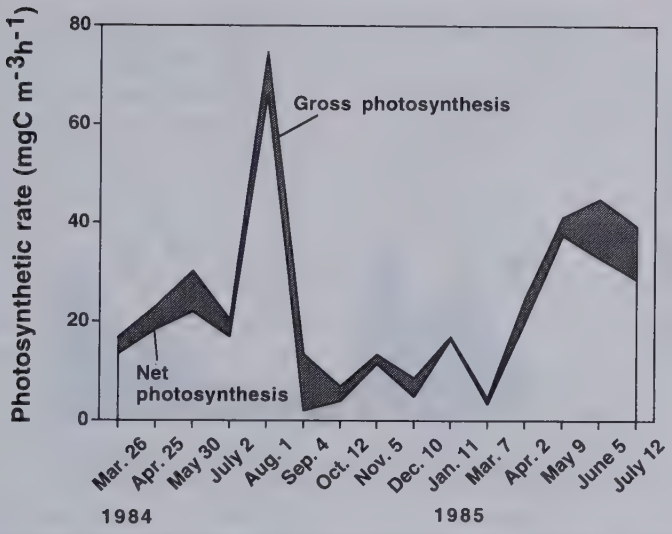


Fig. 4. Seasonal variations in the gross and net photosynthetic rates at the pier of NNFRI.

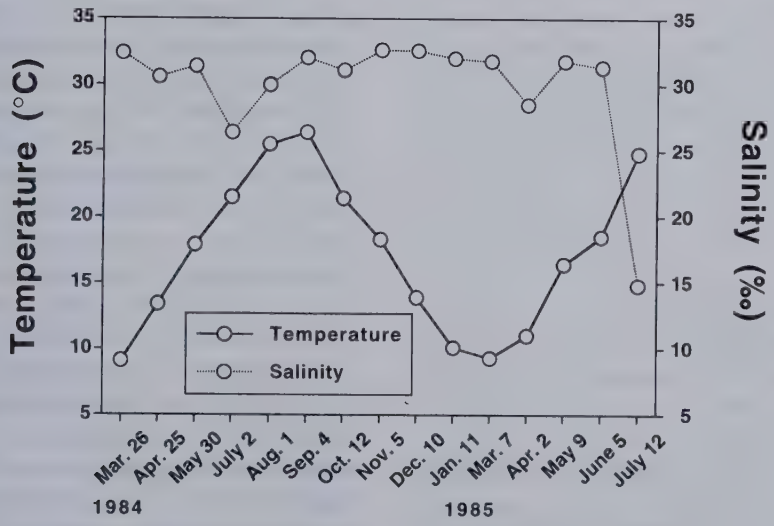


Fig. 5. Seasonal variations in temperature and salinity at the pier of NNFRI.

を示した。このうち 10 μm 以下の画分のクロロフィル a 濃度は総クロロフィル a 濃度とほぼ同様な変動を示し，夏季に高く秋季から冬季にかけて低かった。10 μm 以下の画分の全体に占める割合は平均47%であり，ナノプランクトンの割合に明瞭な季節変化はみられなかった。

栄養塩の変化を Fig. 7 に示す。珪酸塩 (SiO_2) は春季に低かったが，それ以外では 30 μg-at l^{-1} 程度で一定であった。リン酸塩 (PO_4) は夏季から秋季に高く，冬季から春季に低い傾向が見られた。無機態窒素 (DIN) は明瞭な季節変動を示し，夏季に低く秋季から冬季に高かった。

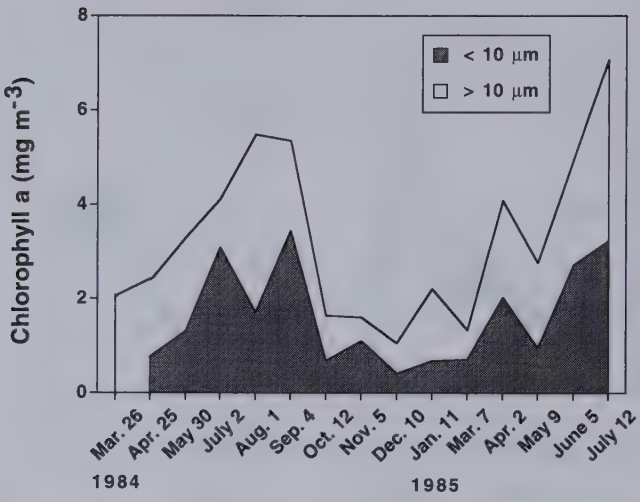


Fig. 6. Seasonal variations in size-fractionated chlorophyll *a* concentrations at the pier of NNFRI.

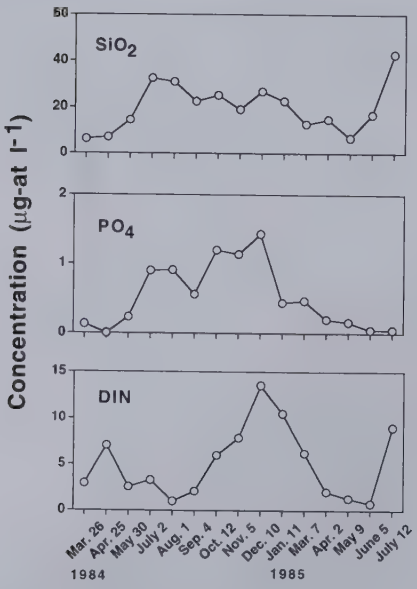


Fig. 7. Seasonal variations in nutrient concentration at the pier of NNFRI.

考　　察

瀬戸内海における基礎生産の測定は，1962～1963年に日本沿岸水域基礎生産力総合研究の一貫として備後灘で行われた調査が最初のものであろう（松平 1964）。その結果は遠藤（1964）によって報告されている。その後，遠藤により1963年 6 ～ 9 月（遠藤 1965），1964年 9 月と1966年 1 月の 3 回瀬戸内海全域に設けられた 8 ～21定点における測定がなされている（遠藤 1970）。1971～1972年には IBP-PM（国際生物事業計画）のなかでやはり備後灘で調査が行われた（Endo and Okaichi 1977）。城・宇野（1983）は大阪湾において1978年11月～1979年 8 月と，1980年 5 月～81年 2 月の間 4 回ずつ測定を行っている。また，ほぼ同時期の1979年10月～1980年 6 月には Uye *et al.*（1986）によって瀬戸内海の15定点で測定が行われている。周防灘では1982年 7 月～83年10月に現場法によって 5 回の測定が行われた（山口・安楽 1984）。それに続いて大阪湾では1984年 9 月から85年 9 月にわたって四季を通じた測定がなされた（山口 1987）。以上のうち遠藤（1964，1965，1970），Endo and Okaichi（1977），Uye *et al.*（1986）は^{14}C 法，城・宇野（1983）は酸素法，山口・安楽（1984）と山口（1987）は^{13}C 法によっている。このように，瀬戸内海域における基礎生産の測定例は比較的少なく，さらに4季

を網羅している例は数例にとどまっている。さらに，遠藤の測定以来30年を経過している現在，富栄養化の進行などで海域における基礎生産の様相もかなり異なっていることが予想される。以上の調査のうち，広島湾で測定が行われたのは，遠藤（1965，1970）と Uye *et al.*（1986）の3報告にすぎない。

広島湾における植物プランクトン現存量は年間を通してみると，広島市沖，呉市沖及び岩国市沖で高い海域がみられた。すなわち，湾奥沿岸部で植物プランクトン現存量が高く，また季節変動も大きいのに対して，湾口部では現存量は低く，その季節変動も小さいことが明らかとなった。広島湾には瀬戸内海に注ぐ河川の中でも淀川，吉野川に次ぐ水量を持つ太田川と，10位以内に位置する錦川が流入しており，本湾は淡水流入量の多い内湾であるが，広島湾に接する安芸灘では淡水の流入は非常に少ない（川村・清水 1985）。さらに，広島湾奥では夏季に貧酸素水塊の形成によって底泥からの栄養塩の溶出がかなり起こっている（橋本 1986）。したがって，広島湾では，河川水の流入負荷によって大きく影響を受け，さらに低泥からの栄養塩の溶出が顕著な湾奥沿岸部において，植物プランクトンの高い生産が行われていると考えられる。

温帯域の植物プランクトン現存量には2つのピーク，すなわち春の大きいブルームと秋の小さいブルームが見られることが知られている（Harvey *et al.* 1935）。しかし，瀬戸内海ではこの典型的なパターンが見られず，現存量のピークは夏季あるいは初秋にあり，これは富栄養化とそれにともなった植物プランクトン種組成の変化によると考えられている（Uye *et al.* 1986）。しかし，広島湾の場合には春のブルームが明瞭に認められ，さらに赤潮状態を呈するような夏季の顕著なブルームのため明瞭ではなかったが，秋季のブルームも9月頃に見られるようであった。すなわち，同湾では通常温帯域にみられる春，秋のブルームに加えて初夏のブルーム（赤潮）があるようである。通常春と秋のブルームは主に珪藻類によっているのに対して（Maita and Odate 1988），この夏のブルームの主体は渦鞭毛藻やラフィド藻など鞭毛藻類によるものであった。今後植物プランクトンによる基礎生産の季節変動を論議するためには，群集組成に関する定性的な情報も合わせて解析してゆく必要があろう。

単位クロロフィル当たりの光合成速度（Assimilation number）は総光合成で 2.5～15.0 mgC·mgChl. $a^{-1}\cdot h^{-1}$（平均は 7.7 mgC·mgChl.$a^{-1}\cdot h^{-1}$），純光合成で 0.4～13.6 mgC·mgChl.$a^{-1}\cdot h^{-1}$（平均 6.1 mgC·mgChl.$a^{-1}\cdot h^{-1}$）であった。このうち純光合成の値を他の値と比較してみると，この値は先に周防灘で ^{13}C 法によって測定された 1.0～11.0 mgC·mgChl.$a^{-1}\cdot h^{-1}$（山口・安楽 1984）や大阪湾の 0.5～11.6 mgC·mgChl.$a^{-1}\cdot h^{-1}$（山口 1987）とほぼ等しい。しかし，黒潮域や親潮域など外洋域で報告されている値（Aruga and Monsi 1962, Saijo and Ichimura 1960）よりもかなり大きい。このことから，広島湾における光合成の効率は瀬戸内海の他の海域とほぼ等しいが，外洋域に比べるとかなり高いことが明らかである。ちなみに，瀬戸内海で過去20年前に報告されている Assimilation number は 3.0～11.1 mgC·mgChl.$a^{-1}\cdot h^{-1}$ であり（遠藤 1965），このことから富栄養化の進行にもかかわらず光合成効率はほとんど変化していないことになる。

クロロフィルaのうち 10 μm 以下の画分（ナノプランクトン）の全体に占める割合は平均47％であった。Durbin *et al.*（1975）や Joint *et al.*（1986）によれば，ナノプランクトンとそれより大型のネットプランクトンの割合に明瞭な季節変化がみられ，春と秋のブルームは大型のネットプランクトンが，また夏季にはナノプランクトンが優占する。しかし，広島湾においてはサイズ別の優占化に明瞭な季節変化はみられなかった。一般に外洋域ではナノプランクトンの割合が高く現存量で75％，生産量で80％に達する（Malone 1980a）。しかし，富栄養化の進行に伴ってネットプランクトンの相対的な割合が増加することが知られており，（Kalff 1972），今回の結果からも広島湾が富栄養海域の特性を有することを示唆している。このような植物プ

Table 1. Correlation coefficients between photosynthesis and various environmental parameters.

	Photo-synthesis	Irradiance	Temp.	Sal.	SiO_2	PO_4	DIN	Chl.*a*
Photosynthesis	1.00							
Irradiance	0.66**	1.00						
Temp.	0.36	0.15	1.00					
Sal.	−0.29	0.11	−0.37	1.00				
SiO_2	0.20	−0.20	0.58*	−0.64*	1.00			
PO_4	−0.29	−0.25	0.31	−0.24	0.42	1.00		
DIN	−0.50	−0.70**	−0.26	−0.21	0.31	0.40	1.00	
Chl.*a*	0.63*	0.23	0.60**	−0.59*	0.58*	−0.30	−0.43	1.00

* significant at the 5% level
** significant at the 1% level

ランクトンのサイズ組成の変化は食物連鎖を通じて海洋生態系の物質及びエネルギーの流れに大きな影響を及ぼすことが指摘されており (Ryther 1969, Walsh 1976, Malone 1980b, 谷口 1990a, 1990b), 更なる測定値の蓄積が望まれる。

光合成速度と環境因子との関係を見るため, Table 1 に各々の間の相関係数行列を示した。光合成速度の測定は現場法で行ったため, 測定日当日の日射量によって影響を受ける。そこで, 先の因子に加えて広島市における全天日射量を広島市気象月報より得て, 同時に解析した。光合成速度との間で有為な相関が得られた因子は, 日射量 ($p<0.01$) とクロロフィル a 濃度 ($p<0.05$) であった。この結果は富栄養化した内湾域では窒素やリンは光合成の制限要因にはならないこと, さらに, 光合成が光条件によって律速状態にあることを示している。このことは植物プランクトン以外の懸濁物が多い内湾域では当然のことなのかも知れない。また, クロロフィル a 濃度と光合成, 水温及び珪酸塩の間に正の相関, クロロフィル a 濃度と塩分の間に負の相関が見られた。すなわち, 植物プランクトンの高い現存量は高水温と河川水の影響を受ける低塩分のもとで活発な光合成によってもたらされること, そして栄養塩のうち珪酸塩が生産の制限因子となりやすいことがうかがえた。

摘　　要

1984年2月から1985年7月の間, 広島湾において植物プランクトン現存量と光合成速度を測定した。

植物プランクトン現存量は 19.6～101.3 $mgChl.a \cdot m^{-2}$ の範囲で大きく変動した。しかし, 春季と6月付近に2つの現存量のピークが存在するなど, 明瞭な季節変化がみられた。海域的には, 河川水の影響の大きい湾奥部の広島市沖, 呉市沖及び岩国沖で高い生産が行われていることが判明した。

光合成速度は総光合成で 4.4～74.6 $mgC \cdot m^{-3} \cdot h^{-1}$, 純光合成で 3.4～66.1 $mgC \cdot m^{-3} \cdot h^{-1}$ の範囲にあり, そのピークは4～5月と7月にみられた。単位クロロフィル a 当たりの光合成速度は, 総光合成で平均 (±標準偏差) 7.7±3.5 $mgC \cdot mgChl.a^{-1} \cdot h^{-1}$, 純光合成で 6.1±3.5 $mgC \cdot mgChl.a^{-1} \cdot h^{-1}$ であった。

ナノプランクトン (10 μm 以下) のクロロフィル a が全体に占める割合は平均47%であり, ナノプランクトンの割合に明瞭な季節変化はみられなかった。

光合成速度との間で有為な相関が得られた環境因子は, 日射量 ($p<0.01$) とクロロフィル a 濃度 ($p<0.05$) であった。栄養塩濃度は明瞭な季節変動を示したが, 光合成速度との間に相関関係はみとめられなかった。

謝　辞

本稿について有益なご意見を頂いた赤潮環境部長本城凡夫博士に御礼申し上げる。現場調査にあたっては南西海区水産研究所調査船「せと」の後藤幹夫氏に多大なご協力を頂いたことを記して感謝する。

文　献

Aruga, Y. and M. Monsi, 1962: Primary production in the northwestern part of the Pacific off Honshu, Japan. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 18, 37–94.

Durbin, E. G., R. W. Krawiec and T. J. Smayda, 1975: Seasonal studies on the relative importance of different size fractions of phytoplankton in Narragansett Bay (USA). *Mar. Biol.*, 32, 271–287.

遠藤拓郎，1964：瀬戸内海備後灘における海洋基礎生産に関する研究．I. 基礎生産および海況について．広島大学水畜産学部紀要，5，503–518.

遠藤拓郎，1965：瀬戸内海における海洋基礎生産に関する研究．I. 基礎生産および海況について．広島大学水畜産学部紀要，6，85–100.

遠藤拓郎，1970：瀬戸内海の一次生産に関する研究．広島大学水畜産学部紀要，9，177–221.

Endo, T. and T. Okaichi, 1977: Productivity of phytoplankton. In "Productivity of Biocenoses in coastal regions of Japan. JIBP Synthesis, Vol.14" (ed. by Hogetsu, K. *et al.*), Univ. Tokyo Press, 318p.

Harvey, H. W., L. H. N. Cooper, M. V. Lebour and F. S. Russell, 1935: Plankton production and its control. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 20, 407–441.

橋本俊将，1986：広島県海域における栄養塩類の調査結果について．南西海区ブロック海洋研究会報告，3，21–30.

城　久，宇野史郎，1983：大阪湾における動物プランクトンの現存量とそれから見積られる生産量．日本プランクトン学会報，30，41–51.

Joint, I. R., N. J. P. Owens and A. J. Pomroy, 1986: Seasonal production of photosynthetic picoplankton and nanoplankton in the Celtic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 28, 251–258.

Kalff, J., 1972: Netplankton and nanoplankton production and biomass in a north temperate zone lake. *Limnol. Oceanogr.*, 17, 712–720.

川村雅彦・清水浩輔，1985：広島湾・安芸灘，「日本全国沿岸海洋誌」，日本海洋学会沿岸海洋研究部会編，東海大学出版会，698–702.

Maita, Y. and T. Odate, 1988: Seasonal changes in size-fractionated primary production and nutrient concentrations in the temperate neritic water of Funka Bay, Japan. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 44, 268–279.

Malone, T. C., 1980a: Algal size. In "The physiological ecology of phytoplankton" (ed. by Morris, I.), Blackwell Scientific Publications, Oxford, 433–463.

Malone, T. C., 1980b: Size-fractionated primary productivity of marine phytoplankton. In "Primary productivity in the sea" (ed. by Falkowski, P. G.), Plenum Press, New York, 301–319.

松平康雄，1964．日本沿岸水域基礎生産力総合研究結果．日本プランクトン研究連絡会報，11，24–73.

Ryther, J. H., 1969: Photosynthesis and fish production in the sea. *Science*, 166, 72–76.

西条八束，1975：クロロフィルの測定法．日本陸水学会誌，36，103–109.

Saijo, Y. and S. Ichimura, 1960: Primary production in the northwestern Pacific Ocean. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 16, 139–145.

Strickland, J. D. H. and T. R. Parsons, 1968: A practical handbook of sea water analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*, No. 167, 311 pp.

谷口　旭，1990a：微小動物プランクトン研究の歴史と将来の展望(I)．月刊海洋，22，3–9.

谷口　旭，1990b：微小動物プランクトン研究の歴史と将来の展望(II)．月刊海洋，22，55–59.

Uye, S., H. Kuwata and T. Endo, 1986: Standing stocks and production rates of phytoplankton and planktonic copepods in the Inland Sea of Japan. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 42, 421–434.

Walsh, J. J., 1976: Herbivory as a factor in patterns of nutrient utilization in the sea. *Limnol. Oceanogr.*, 21, 1–13.

山口峰生，1987：植物プランクトンの生産．現存量と生産量．海洋生物資源の生産能力と海洋環境に関する研究（第II期）成果報告書．科学技術庁研究開発局，297–301.

山口峰生・安楽正照，1984：瀬戸内海西部周防灘における基礎生産について．南西水研研報，17，135–149.

1994年12月1日受理（Accepted December 1, 1994）
南西海区水産研究所業績A第38号（Contribution No. A38 from the Nansei National Fisheries Research Institute）
山口峰生：南西海区水産研究所　〒739-04 広島県佐伯郡大野町丸石2-17-5（M. Yamaguchi: Nansei National Fisheries Research Institute, 2-17-5 Maruishi, Ohno, Saeki, Hiroshima 739-04, Japan）
今井一郎：京都大学農学部熱帯農学専攻　〒606 京都市左京区北白川追分町（I. Imai: Faculty of Agriculture, Kyoto University, Sakyou, Kyoto 606, Japan）
松尾　豊：東北区水産研究所　〒985 塩釜市新浜町3-27-5（Y. Matsuo: Tohoku National Fisheries Research Institute, Shinhama, Shiogama, Miyagi 985, Japan）

南西水研研報 (Bull. Nansei Natl. Fish. Res. Inst.), No. 28: 73-119

沿岸・河口域のリン循環過程におよぼす土壌物質の影響

田 中 勝 久

Effects of Soil Loading on the Phosphorus Cycle in Estuarine and Coastal Marine Environments

Katsuhisa Tanaka*

It is well known that phosphorus is an important component in the eutrophication of coastal marine environments and the major source of phosphorus are from the input of rivers and from the release from coastal sea sediments. However, little is known about the nature of phosphorus in riverine suspended matter and in the sediments and their behavior in estuarine and coastal marine environments. The release of phorphorus from sediments under anaerobic conditions in eutrophic coastal waters has been investigated experimentally in order to explain the origin of the eluted phosphate. The results indicate that the origin is inorganic phosphorus rather than organic phosphorus. Terrestrial soil substances contain a large amount of inorganic phosphorus together with organic phosphorus. Therefore, the origin of inorganic phosphorus in sediments and its loading process can not be clearly understood without further information on riverine suspended matter.

In this study, phosphorus in riverine suspended matter was investigated for its chemical nature and its behavior in coastal marine environments. Phosphorus both in the suspended matter and in coastal marine sediments was divided into four forms: CDB-P (citrate-dithionite-bicarbonate extractable phosphorus), NaOH-P (1N-NaOH extractable phosphorus), HCl-P (1N-HCl extractable phosphorus), and organic phosphorus (Org-P), following the fractionation scheme of Williams *et al.* (1976a). Adsorbed phosphate (Ads-P) which desorbs rapidly in sea water was also measured by the seawater extraction technique. The results obrained are summarized below:

(1) Phosphate desorption and forms of phosphorus were investigated in the suspended matter of the Ohta river and surface sediments in its estuary. Desorbed phosphate from the suspended matter increased with increasing salinity. This suggests that the desorption of phosphate will occur more extensively when the riverine suspended matter reach the sea. In the suspended matter, CDB-P was the major constituent, in which more than 50% was Ads-P. Concentrations of CDB-P were higher in the suspended matter than the surface sediments on the river mouth and Ads-P decreased markedly during the deposition of suspended matter to the sediments. These results indicate that the origin of CDB-P in the sediments is of riverine suspended matter during high discharge periods, and that desorption of Ads-P takes place during the deposition of the suspended matter to the sediments.

(2) Field observations and laboratory experiments were made to examine phosphate buffering capacity of suspended sediments in the turbid Chikugo River Estuary. Maximum

adsorption and minimum desorption was found in the range of salinity 1.7–3.4. Desorption of phosphate increased and adsorption decreased with increasing pH. The equilibrium phosphate concentrations (EPC) of the suspended sediments in diluted sea water were lower than in sea water. EPC in the low salinity range coincided with the maintained phosphate concentration in the low salinity turbid region of the estuary. From these results the behavior of phosphate in the estuary can be summarized as follows. First, dissolved phosphate is removed by mutual flocculation with colloidal soil substances in area of the extremely low salinity region. Secondly, the phosphate concentration is buffered by suspended sediments in the turbid water in the low salinity region. Finally, desorption of phosphate takes place with the increase of the EPC in the high salinity and low turbidity region.

(3) The process of soil runoff into Hiroshima Bay from the Ohta River and the composition of phosphorus forms in several major rivers in Japan during periods of high waster discharge were investigated. In the Ohta River, most of the soil runoff occurs by terretrial soil erosion resulting from heavy rainfall over only several days in a year. In Hiroshima Bay, the load of CDB–P during these periods reach up to 68% of the annual estimated load of phosphorus runoff, in which Ads–P comprises more than 50% on average. In several major rivers in Japan, 25 to 56% of the phosphorus in the suspended matter during these periods is CDB–P, suggesting that the CDB–P load equals or exceeds that of Org–P.

(4) A comparison of the distribution of phosphorus forms in surface sediments between Hiroshima Bay, Osaka Bay and Beppu Bay was made in order to investigate the effects of phosphorus loading by soil substances and its role in the phosphorus cycle in each bay. In the sediment of the inner Hiroshima Bay, the major source of CDB–P was suspended matter in the runoff of Ohta River. Imported CDB–P was stored in the estuarine sediments after the desorption of Ads–P with increasing salinity. The remainder of CDB–P, reductant soluble phosphate (Red–P), decreased during its dispersion into the bay. In the offshore area, the libration of phosphate from the sediments occurs mainly by the decomposition of Org–P. This phosphate is readsorbed onto the surface sediments from the pore-water under anaerobic conditions. In Osaka Bay, only the concentration of CDB–P decreased markedly in the anaerobic estuary, showing that the liberation of phosphate from the sediments is dependent on the dissolution of CDB–P originating from riverine suspended matter under the anaerobic condition. In the anoxic bottom water area of Beppu Bay, the concentration of CDB–P in the surface sediments was also low compared with the aerobic estuarine sediments. In general, the concentration of NaOH–P decreased gradually from the estuary to the offshore area with the decrease of mud content of the sediment and did not change with the dissoved oxygen concentration. The concentration of HCl–P was higher in fine sand sediments.

From the results of this study, it is confirmed that the runoff of soil substances plays an important role in the phosphorus cycle in the coastal marine enviroments through the desorption of Ads–P in sea water and dissolution of Red–P under anaerobic conditions.

Key words: sediments, suspended matter, estuary, soil erosion, phosphorus loadings, phosphate adsorption, phosphorus forms

目　　次

第Ⅰ章　序　　論 …… 75
第Ⅱ章　懸濁土壌物質，底泥中の形態別リンの分別と吸着態リン酸の定量 …… 77
第Ⅲ章　沿岸・河口域における土壌吸着態リン酸の挙動 …… 83
　第1節　河口・干潟域における土壌物質の挙動と溶存リン酸分布 …… 83
　第2節　河口域の土壌物質による溶存リン酸濃度の吸着平衡作用 …… 86
第Ⅳ章　河川からの懸濁態リン負荷の実態 …… 90
第Ⅴ章　内湾域表層泥中の形態別リン組成と無機態リン循環 …… 98
　第1節　広島湾湾奥部表層泥の形態別リン組成 …… 99
　第2節　大阪湾表層泥の形態別リン組成 …… 103
　第3節　別府湾表層泥の形態別リン組成 …… 108
第Ⅵ章　総　　括 …… 112
謝　　辞 …… 115
文　　献 …… 116

第Ⅰ章　序　　論

赤潮による漁業被害は依然として多発している。近年の瀬戸内海における赤潮発生件数は年間100～200件で，ピーク時の299件（1976年）からは減少しているが，より広域的かつ継続的に発生する傾向にある（代田 1990）。赤潮の頻発する海域では植物プランクトン生産のかなりの部分が特定の赤潮プランクトン種の発生によって占められているものと考えられる。赤潮プランクトンの死滅後の海底への沈降は，陸上から負荷された有機物とともに底泥環境の悪化（貧酸素化）をもたらしている（湯浅 1990）。このため，赤潮の頻発する海域では，赤潮による被害は直接的な魚類の斃死現象のみならず，貧酸素水塊の発生によるベントス群集の死滅，多様性の低下など，生態系そのものが大きな影響を受けている（玉井 1990）。

沿岸域における赤潮の発生は，栄養塩類の陸上および底泥からの供給過程と密接なつながりを持っている。河川から海洋に負荷される栄養塩のうち窒素は溶存態の形での流入が多く，増水時にも濃度変化は小さいが，リンは流量増大時に多量に流入し，その多くは土壌物質を主成分とする懸濁物質に含まれるリンの負荷によっていることが明らかになりつつある（Chase and Sayles 1980, Matsukawa and Suzuki 1985, Inoue and Ebise 1991）。河川から海域への土壌物質の負荷は河川の増水時に集中し，ひとたび豪雨が発生し，鉄砲水的な河川流量の激増が起こると非常に高濃度の土壌物質が懸濁物として河川から海に運ばれることになる。瀬戸内海に流入する河川の場合，洪水時の懸濁土壌物質濃度は平均的にみて平水時の60倍程度に達すると見積もられている（星加・塩沢 1990）。

このような豪雨時のリン負荷の集中は負荷される栄養塩の窒素とリンのバランス（N:P 比）の点でもある種の植物プランクトンの増殖に好適な条件を作り出すものと考えられ（Matsukawa and Suzuki 1985），リンの集中的な負荷による N:P 比の低下が，大規模な赤潮の被害をもたらす渦鞭毛藻類（*Gymnodinium nagasakiense*）の増殖に影響をおよぼすことが指摘されている（山口 1993）。

河川増水時の懸濁物の主体は陸上起源の土壌物質であり，土壌物質中のリンの存在形態としては有機態リンとともに種々の形態の無機態リンが大きな割合で含まれることが特徴的である。土壌中の無機態リンは，Ca と結合したアパタイトリン（apatite-P: リン灰石）と鉄やアルミニウムと結びついた非アパタイトリン（non-apatite- P）に分けられる（Williams *et al.* 1976a）。一方，土壌にはリン酸イオンの特異吸着現象（溶液中の特定のイオンを選択的に吸着し保持する現象）が知られており，土壌環境中のリン酸イオンを土壌粒子中に吸着（adsorption）する強い働きがある（和田 1981）。この働きによって土壌中の非アパタイトリンには吸着態のリン酸が含まれている。土壌物質に

吸着されたリン酸イオンは，環境水中の溶存リン酸イオン濃度が平衡濃度以下に低下すると再び環境水中に放出され（溶脱反応：desorption），反対に環境水中の溶存リン酸イオン濃度が平衡濃度以上に上昇すると溶存リン酸イオンを吸着し，環境中の溶存リン酸濃度の変化を緩和する働きを行う。このような土壌物質の持つ溶存リン酸濃度の緩衝作用は河口域のリン酸濃度の非保存的分布の原因と考えられ（Liss 1976），河口域のリン酸濃度を植物プランクトンの生産維持に十分なレベルに保つ働きがあるとされている（Pomeroy *et al.* 1965）。河川の懸濁土壌物質の吸着態リン酸濃度の実測例はほとんどなく，その定量法についても検討される必要があるが，キレート物質（NTA: nitrilotriacetic acid）を用いた抽出法による南米アマゾン川懸濁物の例では，吸着態リン酸濃度は 12～17 μmol/g（平均 15.0 μmol/g）に達しており（Chase and Sayles 1980），懸濁土壌物質中の無機態リンの中でもかなりの割合を占めているものと考えられる。

農耕地からの土壌流出にともなうリン負荷については，水田からの土壌流出量が少ないことから従来はあまり大きな問題とされていなかった。我が国の畑土壌の約50％は火山灰土壌であり，この土壌はリン酸肥料を大量に必要とする。これは土壌に施用されたリン肥料の大部分が吸着態リン酸等の非アパタイトリンとして蓄積されるためであり，全国的にみても化学肥料の施肥による農耕地土壌中のリンの蓄積傾向は明らかである（農林水産技術会議 1991）。しかし，リンの作物に対する過剰障害が出にくいために，農耕地土壌中にリンがかなり蓄積されている場合にも従来通りの施肥が続けられる場合が多い。土壌に無計画に過剰のリンが投入されれば土壌無機リンの流入を通じて内湾の富栄養化を促進する恐れがあり，農耕地土壌中のリン含量を適正なレベルに制御することが望まれている（南條 1989）。

近年の休耕地面積の増加による農地の荒廃にともなう農耕地からの流出土壌の増加と，排水水質規制の強化による都市排水からのリン負荷の低下により，相対的に流出土壌のリン負荷源としての重要性が増しつつあるものと思われる。また，1987年６月「総合保養地整備法」，通称「リゾート法」の施行を契機に，山林農耕地域の乱開発とも言える状況が日本各地で進行した。これは水産業にとっても広範囲な沿岸環境の破壊による直接的な影響を生み出し問題となっているが，一方では，陸上の大規模開発によって海域への土壌物質の流出の増加をもたらしている。開発や休耕地化による荒廃地からの土壌の年間浸食量は，林地や草地に比較して150倍にも達し，大量の肥沃な表土が河川に流出している（眞弓 1991）。これは単純に計算すれば国土の１％が開発により荒廃すれば土壌の浸食量は2.5倍になることを示している。

陸地の開発による土壌流出の問題は，熱帯域でも最も重大な海洋問題のひとつとなっており，流出土壌の河口や湾への堆積，サンゴ礁への影響などが問題とされている。内陸部の開発の結果マングローブ河口域に流入する大量の懸濁土壌物質はマングローブ林に堆積しマングローブを枯死させる。さらに，近年のマングローブ林の伐採の進行の結果，汽水域の土壌貯留機能は著しく失われ，大雨にともなって開発地域から浸食され河川に運ばれる大量の懸濁土壌物質は，周辺の藻場やサンゴ礁に直接流出している。サンゴ礁生態系は，栄養塩濃度から見れば外洋域と同様に貧栄養な環境であり，栄養塩負荷の影響を非常に受けやすい。しかも，リンは窒素と異なり固定により大気から取り込まれることがないため，サンゴ礁における１次生産の制限要因となっている場合が多いものと考えられている（山室 1991，Bell 1991）。従って，土壌流出によるリン負荷の問題は，熱帯沿岸域の富栄養化の面でも重大であると考えられ，陸上開発の沿岸環境におよぼす地球規模の問題として位置付ける必要がある。

河川からの増水時に見られる土壌流出による濁りが，魚類の逃避行動におよぼす影響や赤土流出によるサンゴの死滅など，懸濁土壌物質の生物におよぼす直接的な影響についてはすでに多くの研究報告が発表されているが（田代 1989，渡久山 1991），河川からの懸濁土壌物質の負荷過程やその吸着態リン酸量や形態別リン

組成，また，負荷された無機懸濁態リンの海域における挙動について報告された例は少ない。また，リンの河川負荷過程を論じた報告のほとんどはリンを溶存態と懸濁態のみに区分し，その負荷量を論じたものに限られてきた。このように，河川増水時に負荷される懸濁土壌物質の化学組成に関しては，その重要性が指摘されているにも関わらず，採集の困難さのゆえにまとまった研究はほとんどない状況にある。

一方，もう1つの重要な供給源である富栄養化した内湾域底泥からのリンの溶出過程に関しては，貧酸素化の進行にともなう底層水中の著しい溶存リン酸濃度の増大が観測されている。これが降雨後の栄養塩負荷とともに赤潮発生原因のひとつとして大きく採り上げられるようになり（柳田 1976），湖沼，沿岸海域底泥からのリン溶出メカニズムの究明が室内実験を中心に進められた。その結果，貧酸素環境下では有機態リンよりむしろ無機態リンが溶出源であり，このうちアパタイトリンは安定であるがリン酸鉄や吸着態リン酸を主体とする非アパタイトリンの一部が貧酸素状態で溶出することが明らかになった（Ishio and Kondo 1980, Hosomi *et al*. 1982, 城 1983, 井澤・清木 1983, Yamada and Kayama 1987）。しかしながら，底泥からのリン酸の溶出源である非アパタイトリンの起源やその負荷過程の解明は，すでにのべたように無機態リンを大量に含む河川増水時に負荷される懸濁土壌物質の特性の解明なしには不可能である。

これらの点をふまえ，本研究では河川増水時に負荷される懸濁土壌物質の形態別リン組成とその負荷過程を解明し，海域に負荷された土壌物質中の無機態リンが海域でどのような挙動をするのかを明らかにしようとした。第Ⅰ章の序論に続き，第Ⅱ章では増水時の懸濁土壌物質，海底泥の形態別リンの定量法について述べ，特に分析法の確立していない吸着態リン酸の定量法を検討するとともに，増水時の懸濁土壌物質と河口域底泥のリン組成から増水時の懸濁無機態リン負荷の沿岸域への影響を検討した。第Ⅲ章では，吸着態リン酸の海域での挙動とその生物生産過程への影響を解明するために有明海筑後川河口域における現場調査と室内実験をもとに，懸濁土壌物質のリン酸の吸着・溶脱作用が河口・干潟域のリン循環におよぼす影響を考察した。第Ⅳ章では，広島湾とその湾奥部に流入する太田川をモデルとして，土壌物質の河川からの流入過程の実態を解明し，さらに，日本の主要数河川から増水時に採取した懸濁土壌物質の形態別リン組成を明らかにすることによってリン負荷源としての懸濁土壌物質による無機態リン負荷の重要性を検証した。さらに第Ⅴ章では，瀬戸内海の代表的な赤潮多発内湾域である広島湾，大阪湾，別府湾の表層泥中の形態別リン組成とその分布から，現場環境中での河川から沿岸域底泥に至る土壌無機態リンの負荷，循環過程を明らかにしようとした。

第Ⅱ章　懸濁土壌物質，底泥中の形態別リンの分別と吸着態リン酸の定量法

海底，湖沼底泥の無機態リンの存在形態については，土壌化学の分野から発展した形態別定量法を用いた試みがなされてきた。井澤・清木（1983）は，Chang and Jackson（1957）の方法を改良した Williams *et al*.（1976a）の方法を海底泥に適用し，CDB（Citrate, Dithionite, Bicarbonate）抽出によって，非アパタイトリンのうち嫌気状態で溶出するリン画分と好気状態で吸着・溶脱するリン画分（吸着態リン酸）の両画分が抽出されることを示し，海域で循環可能なリン（溶出性リン）が CDB-P にあたることを明らかにした。この Williams *et al*.（1976a）の方法（Fig. 2-1）では，まず底泥乾燥試料をクエン酸・重炭酸緩衝液中で強い還元剤である亜ジチオン酸と反応させ非アパタイトリンのうち主に鉄（Fe）と結びついたリン酸鉄や鉄吸着態リン酸を抽出する（CDB 抽出リン）。その後，1N-NaOH 処理によってアルミニウム（Al）と結合したリンを分画し，最後に 1N-HCl 処理によってカルシウム（Ca）と結合したアパタイトリン（リン灰石）を逐次分画するものである。この方法は再現性が高く，目的と

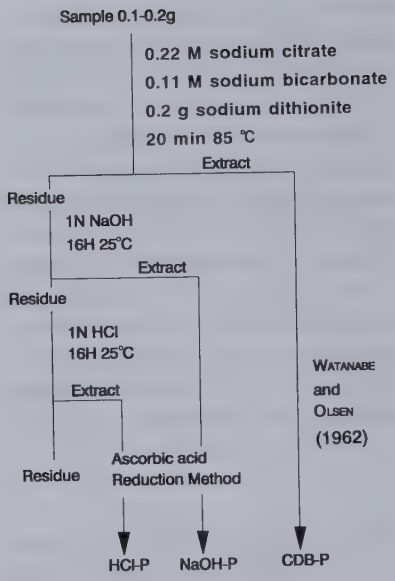


Fig. 2–1. Fractionation scheme of inorganic phosphorus after the method of Williams *et al.* (1976a).

する画分の選択性の点で最も優れたものとされている（Lucotte and d'Anglejan 1985）。

一方，吸着態リン酸の定量については，1N-NH_4Cl（Hosomi *et al.* 1982），1N-NH_4COOH（Lucotte and d'Anglejan 1985），およびキレート試薬（Chase and Sayles 1980）などを用いた抽出法が試みられているが，従来行われている抽出法では，加える溶液と土壌物質の比を大きくするとリン酸抽出量も増加する傾向がある（農林水産技術会議 1991）。しかも，これら各種の抽出液を用いた方法によって得られたリン抽出量が，実際に海水中においても溶脱可能な吸着態リン酸であるという保証はない。従って本章では，まず，海水そのものを抽出液として用い，海水中で溶脱する吸着態リン酸量を求める方法を検討した。さらに，河川増水時に海域に流入する懸濁土壌物質と河口表層泥からの吸着態リン酸の溶脱過程を調べた。さらに，これらの試料の Williams *et al.*（1976a）の方法による形態別リン組成との比較から増水時の懸濁無機態リン負荷の重要性を明らかにすることを目指した。

方　　法

太田川および広島湾における試料採取点を Fig. 2–2 に示した。太田川は，広島県西部の中国地方の大河川であり，瀬戸内海に注ぐ河川の中でも淀川，吉野川につぐ大きな水量を持つ流長 110 km の一級河川である。流域面積は約 1700 km^2 に達し，これは広島湾に流入する河川の全流域面積の50％近くを占める。太田川における採水は海水の遡上限界である大芝水門直下（1990年 6 月15日，8 月22日），または大芝水門上流 400 m 地点（1990年 9 月20日，11月 7 日）で行った。採水試料はナイロンネット（網目 200 μm）を通して大型浮遊物を除き，遠心分離（2800 rpm，遠心加速度：1600×g）によって懸濁物を集め試料とした。

1990年の懸濁物採取時の太田川流量（建設省太田川工事事務所資料）を採取時の10日前から Fig. 2–3 に示した。降雨状況は以下のとおりである。6 月15日は梅雨時の豪雨による増水初期にあたり，広島県，山口県全般で 100 mm 以上，多いところで 200 mm 以上の降雨があった。8 月22日には台風14号の上陸によって広島県北部を中心に 100 mm 以上の降雨があった。また，9 月20日は秋雨前線の停滞による増水（広島県北部で 100 mm 以上の降雨）に続き19日に台風19号が上陸した。11月 7 日は晴天時であった。Fig. 2–3 からもわかるように太田川の流量は平水時には 50 m^3/s 前後であるが増水時には数 100 m^3/s～1000 m^3/s に達する（30年平均流量 78 m^3/s：湯浅他 1987）。

また，1990年 6 月19日，7 月26日，8 月27日，および1992年 7 月22日には，太田川放水路河口（Stn. 1）において内径 4 cm の KK 式コアサンプラー（木俣他 1960）を用いて表層泥（0～1 cm）を採取した。太田川においては増水時には流量の大半を太田川放水路から流し，平水時は放水路 1，その他 9 の割合で放出される（湯浅他 1987）。

得られた懸濁物および底泥試料は凍結乾燥後，リン酸を含まないろ過海水（黒潮表層水；塩分

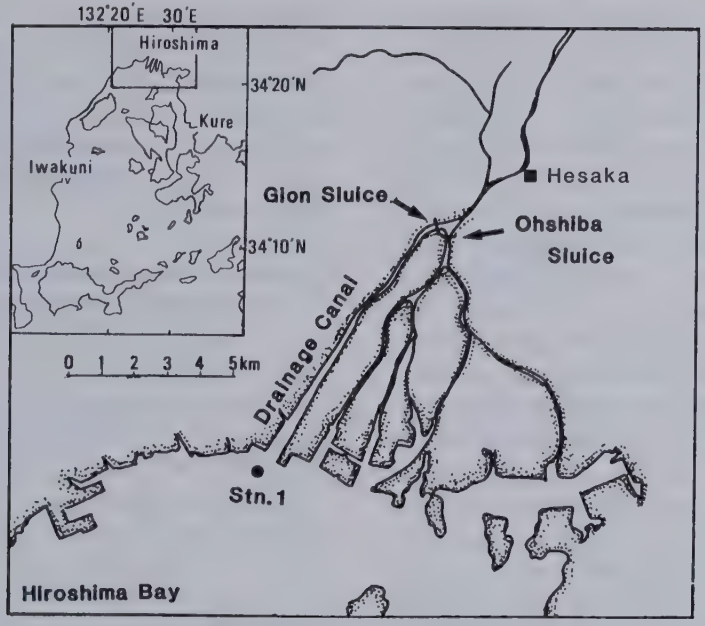


Fig. 2–2. Sampling stations in Ohta River and its estuary.

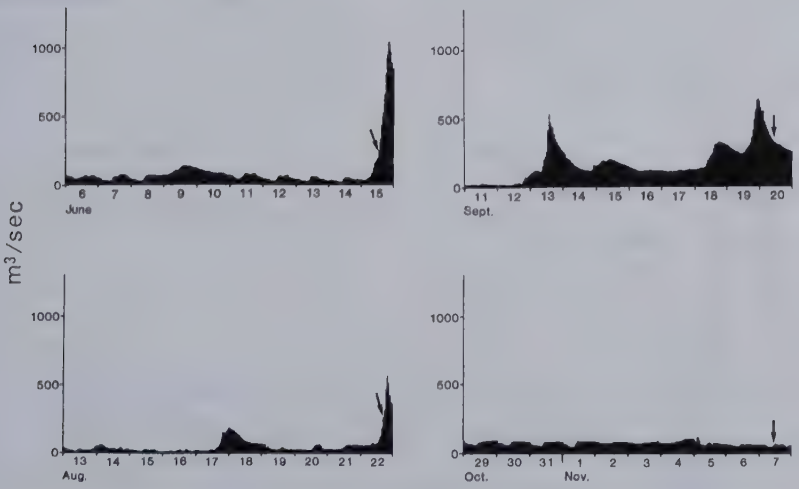


Fig. 2–3. Time series records of discharge (m^3/s) of Ohta River for 10 days before the sampling in 1990. Arrows designate the sampling time. (from Data of Ministry of Construction, Japan)

(Sal.): 34.4, pH: 8.2) との溶脱実験に用いると共に，Andersen (1976) による全リンの分析，および CHN コーダー (柳本 MT-3 型) による有機炭素 (Org-C)・全窒素 (Total-N) の分析を行った。CHN コーダーによる分析に用いた試料は，Hedges and Stern (1984) による塩酸

蒸気処理によって試料中の無機態炭素を除去した。溶存リン酸の定量はミリポア HA フィルター（孔径 0.45 μm）でろ過した後，Strickland and Parsons (1972) の方法に準じて TrAAcs 800 (Buran Luebbe 社) 自動分析装置を用いて行った。また，増水時の懸濁物濃度 (SS) の定量は試水を孔径 0.4 μm のヌクレオポアフィルターでろ過し，乾燥秤量して求めた。

形態別無機リンの分析手法は Fig. 2-1 の Williams *et al.* (1976a) の方法に従い，CDB 抽出リン (CDB-P)，1N-NaOH 抽出リン (NaOH-P)，および 1N-HCl 抽出リン (HCl-P) に分別した。CDB 抽出試料のリン酸の分析は $KMnO_4$ による分解後 (Petersen and Corey 1966)，Watanabe and Olsen (1962) のイソブチルアルコール抽出法によった。また 1N-NaOH 抽出，および 1N-HCl 抽出試料のリン酸の分析は試料を中和したのち Strickland and Parsons (1972) の方法に準拠した。一部の特殊な無機リン化合物はこれらの分別処理によっても抽出されないが，これらは土壌，底泥中では微量であるとされている (Williams *et al.* 1980)。このため，全リンとこれら無機態リンの総和の差を有機態リン (Org-P) とした (Lucotte and d'Anglejan 1985)。この方法を用いて1992年 7 月22日に採取した太田川河口表層泥 (Stn. 1) の試料の形態別定量を行い，各分画に抽出されるリン量の再現性が高いことを確認した (Table 2-1)。

Table 2-1. Statistical values of each phosphorus fraction in the sediment samples at Stn. 1 (22, July, 1992) using the method described in Fig. 2-1 (n=8).

	CDB-P	NaOH-P	HCl-P	Org-P
Mean (μmol/g)	8.26	2.54	2.76	6.75
S. D.	0.32	0.16	0.13	0.51
C. V. (%)	3.85	6.30	4.75	7.56

結果と考察

吸着態リン酸の定量法の検討と吸着態リン酸量の変動

海水（塩分量：Sal. 34.4）または希釈海水

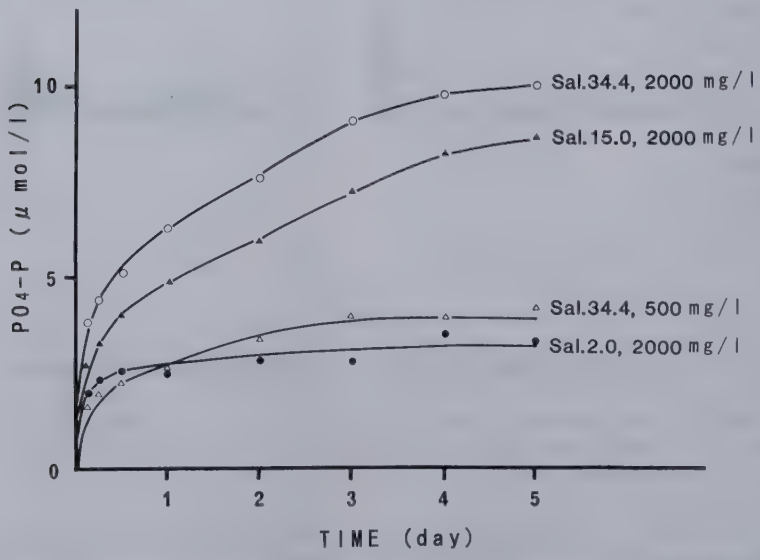


Fig. 2-4. Phosphate desorption at 20°C in sea water and diluted sea water from the suspended matter collectd in the Ohta River during a high discharge period (22, Aug., 1990).

(Sal. 2.0, および15.0) の3通りの塩分濃度の海水に増水時（1990年8月22日）に採取した太田川懸濁物を加え（2000 mg/l または 500 mg/l）好気的条件下でロータリーシェイカーを用いて振とう（230 rpm）し，20°C で溶存リン酸濃度の時間変化を調べた（Fig. 2–4)。

実験開始から数時間の急速な溶脱反応はすべてに共通して認められるが，塩分2.0の例では12時間でほぼ平衡状態に達したのに対し，塩分15.0および34.4の例ではその後数日にわたってほぼ直線的な溶脱反応が起っていることがわかる。しかし，4日目以降は濃度の増加はゆるやかで，ほぼ平衡状態に達している。溶脱反応におよぼす塩分の影響は大きく，高塩分水で最大の溶出が見られる。従って，懸濁物が河川淡水中から高塩分，低リン酸濃度の河口域に輸送された場合には，吸着態リン酸の溶脱が進行するものと考えられる。また，最終濃度から計算した海水中（塩分34.4）での5日目までのリン酸溶脱量は懸濁物濃度 2000 mg/l の場合，約 5 μ mol/g，懸濁物濃度 500 mg/l の場合，約 7 μ mol/g で懸濁物濃度によって異なり，加える溶液と懸濁物質の比による溶脱量の違いが認められる。太田川河口域における実測値では溶存リン酸濃度の平均値は 1 μ mol/l 以下であり（伊達・星野 1982），この実験の後期の平衡濃度よりかなり低いことから，海域においてはリン酸の溶脱はさらに進行するものと考えられる。

このため，リン酸を含まない海水（黒潮表層水）で懸濁物から吸着態のリン酸を繰り返し洗い出す方法（Fig. 2–5）によって，懸濁物から海水中で溶脱するリン酸の総量を求めた。Fig. 2–6 に増水時の懸濁物（1990年6月15日）と河口表層泥（1990年6月19日，7月26日）の実験結果の例を示した。

いずれの場合も抽出回数とともにリン酸濃度は減少し，底泥試料では抽出回数5回目，懸濁物では10回目前後でほぼ溶脱が終了している。増水時の懸濁物（6月15日）と出水直後（6月

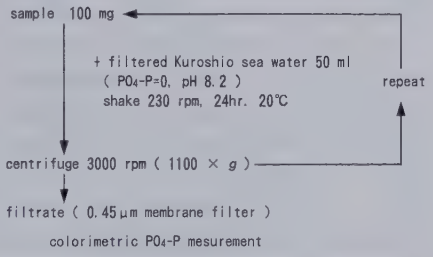


Fig. 2–5. Experimental procedure for determining adsorbed phosphate.

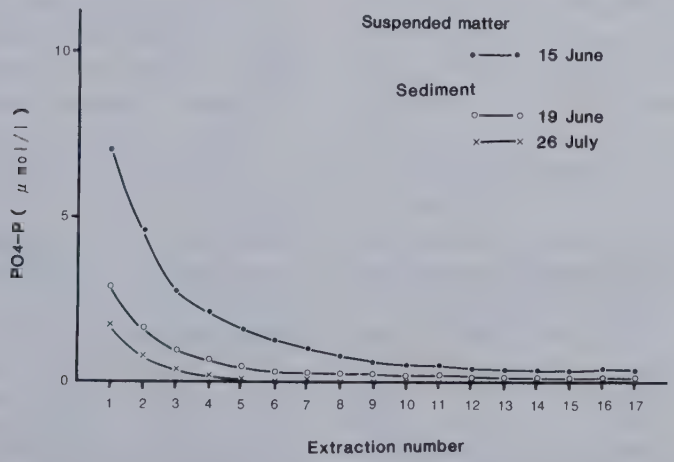


Fig. 2–6. Phosphate desorption from riverine suspended matter and estuarine sediments into sea water. Note that with each extraction, the fresh (PO_4–P=0) seawater was added according to the procedure shown in Fig. 2–5.

19日）の表層泥では抽出回数10回目前後からリン酸濃度の減少が止まった後も，リン酸の溶脱が微量ながら17回目まで続いた。これに対し，増水から一ケ月以上経過した7月26日の底泥の場合，処理5回目でリン酸の溶脱はほとんど止まっている。これは，河川懸濁物中に数日で溶脱する画分と，10日以上にわたって徐々に海水中に溶脱する比較的難溶性の画分が極微量ながら存在することを示している。ここでは，抽出10回目までの溶脱総量を積算し，これを吸着態リン酸量（Ads-P）とした。

太田川増水時懸濁物と河口表層泥の吸着態リン酸量を C, N, P 組成とともに Table 2-2 に示した。太田川懸濁物の有機態炭素量は平水時を含めても 3～5 mmol/g 程度で，有機物量は数%と考えられ，そのほとんどが土壌物質である。ここで示した吸着態リン酸には，懸濁物や底泥中の有機態リン起源のリン酸も含まれるものと考えられるが，吸着態リン酸量と有機態炭素量との間には明瞭な関係はなく，塩分の違いによるリン酸溶脱量の大きな違い（Fig. 2-4）からも，そのほとんどが無機リン起源であるものと推定される。河川懸濁物中の吸着態リン酸量は河口底泥に比較して高く，増水初期（6月15日，8月22日）の太田川懸濁物の全リン中に占める吸着態リン酸量の割合は20%以上で，吸着態リン酸量は 10 μmol/g 以上に達した。これは，ほぼアマゾン川の懸濁物の吸着態リン酸量（12～17 μmol/g）に匹敵する（Chase and Stayles 1980）。しかし，増水が1週間以上続いた後の9月20日（Fig. 2-3）の懸濁物では，増水初期の観測例に比較して吸着態リン酸量はかなり低い値を示し，吸着態リン酸量の割合も11%に低下している。これに対し，河口域表層泥では吸着態リン酸量は懸濁物に比較して低く，増水直後の6月19日（15.4%）を除いて10%以下となっており，増水時の吸着態リン酸を多く含んだ懸濁物が河口付近で沈降し，次第に溶脱する過程を示しているものと考えられる。SS 濃度 50 mg/l 以上（6月15日，8月22日）の高濁度時の懸濁物の N:P 比は4以下で，9月20日と平水時の11月7日の7以上に比較して著しく低く，無機態リンを大量に蓄積した陸上土壌物質の流入を反映したものと考えられる。一方，平水時（11月7日）の Total-P 量は高濁度時と同様 50 μmol/g 以上に達しているが，Org-C 濃度が高く，増水時の懸濁土壌物質に比較して，土壌物質以外の有機デトライタスの割合が高いことがうかがえる。

増水時懸濁土壌物質と河口表層泥の形態別リン組成

Table 2-3 に太田川の増水時の懸濁物試料と河口表層泥の形態別リン組成を示した。増水時の河川懸濁物では CDB-P が無機態リンの大部分を占め，その50%以上が Ads-P である。CDB-P は懸濁物の濃度が河口底泥に比較して高く，このうち底泥では Ads-P 濃度の低下が著しい。これらは，底泥の CDB-P の負荷源が増水時に大量に流入する河川懸濁物であることと，負荷された CDB-P が底泥に沈降する過程で吸着態リン酸を溶脱することを示唆している。また，NaOH-P と HCl-P では懸濁物

Table 2-2. C, N, P composition and adsorbed phosphate (Ads-P) content of riverine suspended matter in the Ohta River and of surface sediments in the estuary (Stn. 1).

Sample	Date 1990	SS (mg/l)	Org. C (mmol/g)	Total-N (μmol/g)	Total-P (μmol/g)	Ads-P (μmol/g)	Ads-P (%)	C:N ratio	N:P ratio
Suspended matter	15 June	70.0	3.24	205	54.1	11.3	20.9	15.8	3.8
	22 Aug.	138	2.79	202	56.2	12.0	21.4	13.8	3.6
	20 Sept.	20.3	4.18	256	35.7	4.0	11.2	16.3	7.2
	7 Nov.	3.7	5.14	375	51.8	8.9	17.2	13.8	7.2
Surface sediments	19 June	—	2.74	151	26.6	4.1	15.4	18.1	5.7
	26 July	—	2.66	158	25.0	1.7	6.8	16.8	6.3
	27 Aug.	—	2.77	167	25.9	2.5	9.6	16.6	6.4

Table 2–3. Phosphorus fractions of suspended matter durig periods of high discharge in the Ohta River and of surface sediments in the estuary in 1990 (μmol/g).

Sample	Date	CDB–P	(Ads–P)	NaOH–P	HCl–P	Org–P
Suspended matter	15 June	15.2	(11.3)	3.5	4.1	31.3
	22 Aug.	19.1	(12.0)	3.3	4.6	29.1
	20 Sept.	8.5	(4.0)	2.2	2.5	22.6
Surface sediments	19 June	8.3	(4.1)	2.9	2.9	12.5
	26 July	8.0	(1.7)	2.7	3.2	11.1
	27 Aug.	8.6	(2.5)	2.9	3.2	11.2

と底泥の濃度差は小さく，比較的安定な成分であることがうかがえる。一方，Org–P では増水時懸濁物に比較して底泥の濃度が低い。この原因としては，懸濁態有機物の河川から河口域への輸送堆積過程で易分解性の Org–P が分解されることや，増水時の懸濁態有機物に含まれる陸上植物起源の大型デトライタスの海域における堆積，輸送過程が土壌物質と大きく異なることが考えられるが，これらの問題点の解明には懸濁態有機物組成を明らかにする必要があろう。

以上の結果から，①増水時の懸濁土壌物質中に含まれるリンの約20％を占める吸着態リン酸は海水中で急速に溶脱し，沿岸域へのリン負荷源として注目する必要があること，②貧酸素の内湾底泥からの主なリンの溶出源である CDB–P の起源が増水時の河川懸濁物である可能性が高いこと、の２点が示唆された。これらの問題については，第Ⅲ章および第Ⅳ章において詳細に検討する。

第Ⅲ章　沿岸・河口域における土壌吸着態リン酸の挙動

河口域の淡・鹹水混合域は種々の溶存物質の懸濁物，底泥への吸着や凝集によるによる除去など複雑な化学的諸過程を通じて特異な役割を果たしている（Sholkovitz 1976）。特に，溶存リン酸の吸着・溶脱現象は河口域のみならず広く内湾・河口域のリン循環を論ずるにあたって見過すことのできない問題である（Liss 1976, Watanabe and Tsunogai 1984, Sundby *et al.* 1992）。しかし，リン酸の吸着・溶脱現象についての研究は少なく，pH，塩分，酸化還元電位等の複雑な影響や，懸濁物や底泥中のリン酸の吸着体（adsorbent）の多様性もあってその実態には不明な点が多い。また，土壌物質の吸着作用による溶存リン酸濃度の調節作用は，潮汐作用によって底泥が再浮上し，土壌物質による高濁度域が形成される強混合型または緩混合型の河口域では，リン循環過程に大きな影響を及ぼしているものと考えられるが，強混合型河口域や干潟域におけるその重要性を検討した例は少ない。

有明海筑後川河口域は，沿岸から６～７ km におよぶ本邦最大の干潟が出現し，緩混合型～強混合型の特性を示す河口域であり（杉本 1990），最大潮差 6 m に達する潮汐作用による底泥の再浮上により，周年 100～4000 mg/l の懸濁土壌物質による高濁度水域が形成される（満田 1968，代田 1980）。この高濁度域中の土壌物質は潮汐とともに沈降・再浮上を繰り返しながら河川感潮域から河口干潟域に至る広い範囲を移動する（代田・田中 1981）。従って，懸濁土壌物質はリン酸吸着・溶脱現象を通じて，河口域全域のリン循環に影響をおよぼすものと考えられる。本章では，筑後川河口域をモデルとし，土壌物質のリン酸吸着・溶脱作用が河口・干潟域のリン循環におよぼす影響を調べ考察した。

第１節　河口・干潟域における土壌物質の挙動と溶存リン酸分布

本節では，筑後川河口域の感潮河川域から干

潟域に至る縦断観測を行い，強混合型河口域における溶存リン酸濃度分布と土壌物質の挙動との関連を検討した。

方 法

調査は，1981年9月15日（大潮）から9月21日（小潮）に筑後川感潮河川域から干潟域にかけての澪筋と筑後川沖海底水道に沿った計9定点（Fig. 3-1）で実施した。Stn. CE-5 に西海区水産研究所調査船陽光丸を投錨し，搭載調査艇によって主に満潮時または干潮時前後3時間以内に河口域の縦断観測を実施し，濁度，塩分

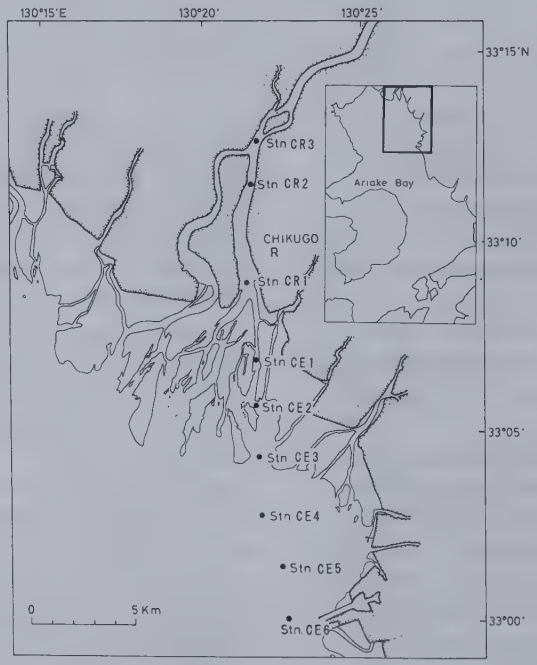


Fig. 3-1. Sampling stations in the Chikugo River Estuary.

Table 3-1. Sampling dates and tide levels. (S: spring tide; N: neap tide)

Date 1981	Days before/after spring/neap	Tide level Time	High (cm)	Time	Low (cm)	Sampling time	Stn.
Sep. 15	S+1			03 : 54	68		
		09 : 55	548			10 : 00–11 : 40	CR1–CE4
				16 : 08	31	16 : 00–18 : 00	CR2–CE6
17	S+3			05 : 04	50		
		11 : 10	547			10 : 00–13 : 00	CR2–CE6
18	N−3			05 : 39	57		
		11 : 48	492			09 : 30–12 : 30	CR2–CE6
19	N−2			06 : 16	76		
		12 : 28	492			10 : 00–13 : 30	CR2–CE6
21	N			07 : 57	140		
		14 : 33	404			13 : 00–15 : 00	CR2–CE6

および溶存リン酸濃度の測定を行った。Table 3-1 に観測時と観測日の月齢および潮位差を示す。得られた試水は陽光丸船上で直ちに Whatman GF/C フィルターでろ過し，分析時まで −20°C で凍結保存した。試水の濁度の測定は，10 mm 角の石英セルを用い最大吸収波長（400 nm）における吸光度（O.D.）で表示した。吸光度1.0は懸濁物質濃度（SS）に換算して約 700 mg/l に相当する（代田・田中 1981）。溶存リン酸濃度の分析は Strickland and Parsons（1972）の方法に従い，テクニコンオートアナライザー AA-II 型を用いた。

結　　果

9月15日（大潮）から9月21日（小潮）にかけての塩分および濁度の分布変化を Fig. 3-2 に示す。潮差が 4 m を超える大潮から中潮の15日～19日では，塩分フロントが発達しており，フロント付近の塩分の変化は著しく，鉛直混合の強い強混合型の河口域の特徴を示している。濁度（O.D.）0.5以上の高濁度域は満潮時に Stn. CR1 から CR2 にかけて底層を中心に分布するが，大潮干潮時（9月15日）には Stn. CE2 より海側に移動する。塩分30以上の水域では O.D. は0.05以下であり，塩分25前後のフロント域で濁度は急速に低下している。一方，小潮時（9月21日）では，濁度0.5以上の高濁度域は Stn. CR1 から CR2 の底層のみに分布しており，フロントの塩分変化は緩やかである。

Fig. 3-3 に大潮（9月15日），中潮（19日），および小潮（21日）の溶存リン酸濃度と塩分の関係を示した。潮位差の大小（大潮，小潮）に

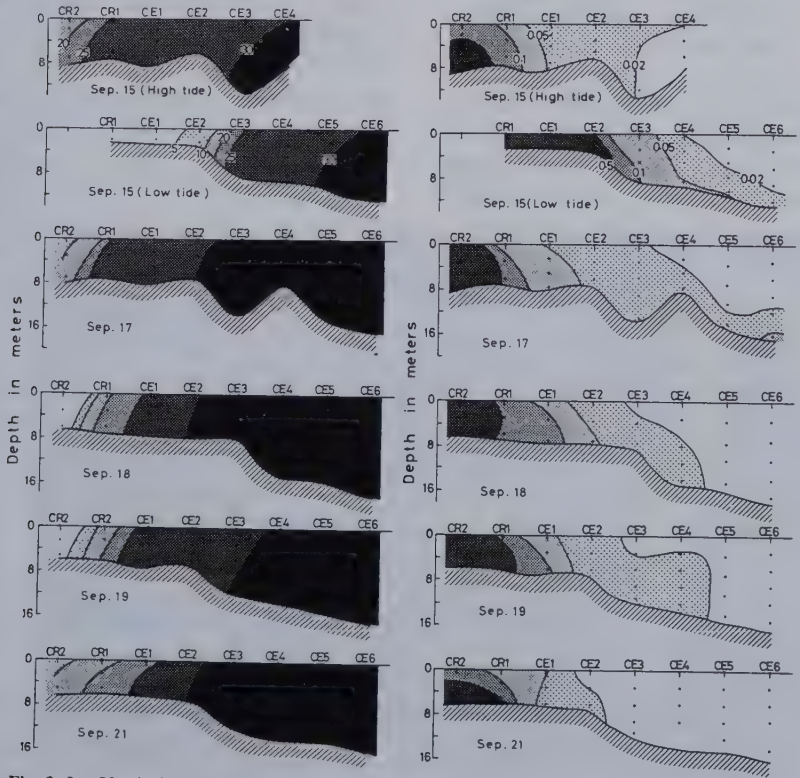


Fig. 3-2. Vertical profiles of salinity (left) and turbidity in O. D. (right) in the Chikugo River Estuary during the period between spring and neap tide in 15–21 Sept., 1981.

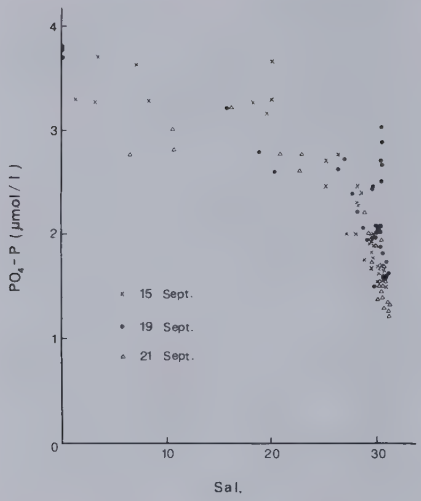


Fig. 3-3. Phosphate vs. salinity profiles in the Chikugo River Estuary during the period between spring and neap tide in 15–21 Sept., 1981.

よる分布傾向の変化は小さく，塩分0～25の範囲では観測期間を通じて溶存リン酸濃度は3 μmol/l 前後で安定している。これとは対照的に，低濁度の塩分25以上では溶存リン酸濃度は塩分30付近の約1 μmol/l まで，ほぼ直線的に低下している。

考　　察

世界の多くの大河川河口域では，溶存栄養塩濃度と塩分の関係が硝酸，ケイ酸濃度などでは保存的混合を示す場合が多いのに対し，リン酸濃度の変動が広い塩分範囲で比較的小さくなる現象がしばしば観測されている（コロンビア川，Stefansson and Richards 1963，Tamar 川，Butler and Tibbitts 1972，揚子江，Edmond *et al.* 1983，ミシシッピー川，Fox *et al.* 1985等）。これらの現象は，大河川に特徴的な高濃度の土壌懸濁物によるリン酸の吸着平衡作用が原因であると考えられている。筑後川河口域においても塩分25以下の広い塩分範囲にわたって溶存リン酸濃度が3 μmol/l 前後に安定しており，その範囲は高濁度域の分布範囲と一致している（Fig. 3-2）。また，溶存リン酸濃度の直線的な減少が始まる塩分25付近は，塩分，濁度のフロントにあたり，フロントより沖合では急激な濁度の減少が観測された。濁度0.5は SS 量にして約 360 mg/l に相当し，塩分25以下の範囲では大潮時から小潮時を通じて数百 mg/l～数 g/l の高濃度の懸濁土壌物質が分布していた。高濁度の土壌物質は大潮時にはフロントとともに河川感潮域から河口干潟域までの約 15 km の範囲を移動する（代田・田中 1981）。太田川増水時の負荷土壌物質の場合には1 g の懸濁状態の土壌物質から海水中に1時間で，数 μmol のリン酸が溶出する（Fig. 2-4）。従って，筑後川河口域の懸濁土壌物質の分布と溶存リン酸濃度の対応から，土壌物質による溶存リン酸濃度の緩衝作用が，実際に河口低塩分域におけるリン酸濃度の変動に影響を及ぼしている可能性が予想される。

多くの河口域での安定した溶存リン酸濃度は，1 μmol/l 前後の場合が多い（Liss 1976）が，筑後川河口域の例（2.5～3.0 μmol/l）のように，この値はより高い場合や揚子江（Edmond *et al.* 1983）の例（0.5 μmol/l 前後）のようにより低い場合もある。土壌によるリン酸の吸着能は粘土鉱物の違いによって異なり，日本に特徴的な火山灰土壌に多く含まれる非晶質や準晶質の酸化鉄およびアルミ鉱物にリン酸塩が特異吸着することが知られている（和田 1981）。また，土壌の持つ平衡リン酸濃度は，その土壌が吸着しているリン酸量によっても変化する。淡水中での平衡リン酸濃度はリン酸濃度の低い深層土壌で概ね 1.5 μmol/l 以下であるのに対し，養豚場の近くなどのリン酸濃度の著しく高い土壌では平衡リン酸濃度は 10 μmol/l 以上に達する（Taylor and Kunishi 1971）。従って，高濁度河口域における平衡リン酸濃度は，土壌物質の違いよると同時に，その土壌物質に含まれている吸着態リン酸量の違いによっても影響を受けるものと考えられる。

第2節　河口域の土壌物質による溶存リン酸濃度の吸着平衡作用

前節の筑後川河口域の懸濁土壌物質の分布と

溶存リン酸濃度の対応から，土壌物質のリン酸吸着・溶脱反応による溶存リン酸濃度の緩衝作用が，実際に河口低塩分域におけるリン酸濃度の変動に影響を及ぼしていることが示唆された。本節では，これを検証するために，筑後川河口域の懸濁土壌物質のリン酸吸着・溶脱特性を室内実験によって検討した。

方　　法

1985年10月の小潮時に Stn. CR3 (Fig. 3-1) においてエクマン・バージ採泥器を用いて採泥した試料から表層泥 (0～1 cm) を採取した。筑後川河口域では潮差 6 m に達する大潮時に巻き上がった底泥土壌物質は，小潮時には再び河川感潮域および干潟域において堆積する (田中他 1982)。Stn. CR3 は河川感潮域の最上流部に位置し，小潮時には大潮時に高濁度水を形成する土壌物質が本来の砂質の底質の上部に数センチの層になって堆積している (Fig. 3-4)。採泥後，遠心分離 (4000 rpm, 15 min.) して間隙水ならびにその中の溶存リン酸をできるだけ除去した湿泥をそのまま吸着・溶脱実験に用い，乾泥 1 g あたりの吸着・溶脱量に換算した。実験はリン酸を含まないろ過海水 (黒潮表層水；塩分 34.4, pH 8.2) とこれに蒸留水を添加し希釈した海水にリン酸 (KH_2PO_4) を添加し (0, 2.5, 5, 7.5 μmol/l)，湿泥を加えて振とう (230 rpm, 4 時間) し，塩分，pH を変化させて溶存リン酸濃度の変化と 1 g 乾泥あたりのリン酸吸着または溶脱量を求めた。pH の調整には HCl または NaOH 溶液を用いた。また，すべての実験には生物活性を抑えるために塩化水銀 ($HgCl_2$) を加えた (最終濃度0.01%)。

すべての実験および溶存リン酸の分析は底泥採取から 1 週間以内に行い，その間底泥試料は冷蔵保存 (4°C) した。採泥時の底層水中の水温，塩分はそれぞれ 20.2°C, 5.2 であった。このため実験は 20°C で行った。

結　　果

溶存リン酸濃度 0，および 10 μmol/l に調整した 20 ml の海水，希釈海水 (1/2, 1/4, 1/10, 1/20, 1/50) および蒸留水に，遠心分離して間隙水を除いた湿泥 0.5 g を加え，リン酸の吸着・溶脱量と塩分の関係を調べた結果を Fig. 3-5 に示した。塩分3.4 (1/10希釈海水)

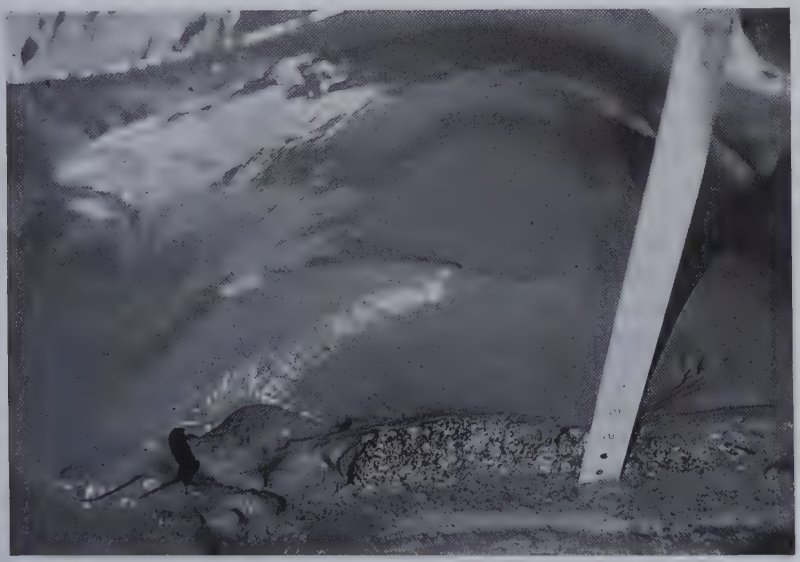


Fig. 3-4. Vertical section of sediment at Stn. CR3 at neap tide showing the deposition of resuspended matter on the sand sediment.

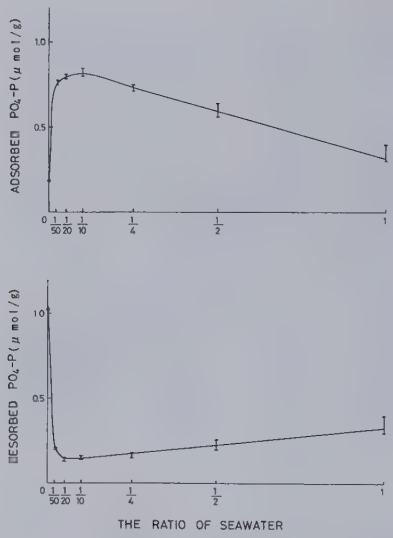


Fig. 3–5. Variation of phosphate adsorption (upper) and desorption (lower) against the ratio of sea water to the total solution. Vertical bars represent the range of the duplicate samples.

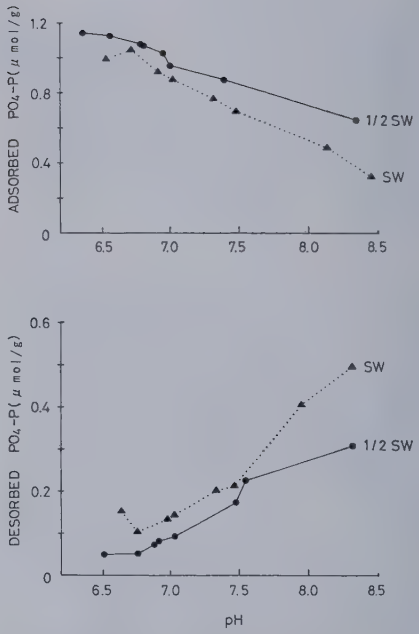


Fig. 3–6. Effect of pH on the adsorption (upper) and desorption (lower) of phosphate in sea water (SW) and 50% diluted sea water (1/2 SW).

以上では塩分の増加とともにリン酸の溶脱量は増加し，吸着量は減少した。一方，塩分1.7以下でも同様にリン酸の溶脱量の増加と吸着量の減少が観察され，吸着量の最大値と溶脱量の最小値を示す塩分は塩分2前後に存在した。

Fig. 3–6 に，pH を6.5～8.5の範囲で変えた時の pH（実験終了時）と海水または1/2希釈海水のリン酸吸着・溶脱量の関係を示した。実験開始時の pH と終了時の pH の変動は概ね±0.1以内であった。pH の上昇とともにリン酸の吸着量は減少し，溶脱量は増加した。河川淡水中の pH の pH 6.5～7.3 の範囲では塩分の違いによるリン酸吸着・溶脱量の変化の差は小さいが，pH の上昇とともに差が広がり，海水中の標準的な pH の pH 8～8.5 では海水と1/2希釈海水の差は2倍近くに達した。

実験開始時の溶存リン酸濃度を横軸，リン酸の吸着，または溶脱量を縦軸とし，実験開始時のリン酸濃度を変化させた時の実験結果を塩分ごとにプロットして Fig. 3–7 に示した。各塩分における吸着または溶脱量を結んだ直線と吸

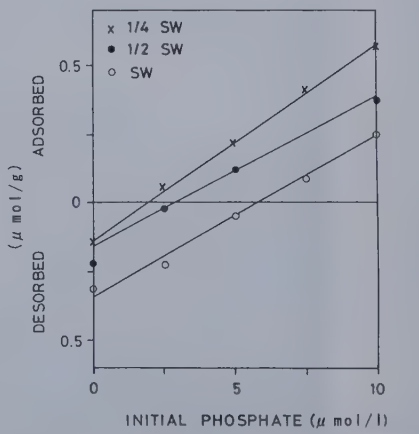


Fig. 3–7. Effect of salinity on the phosphate adsorption isotherm (sea water: SW, 50% diluted sea water: 1/2 SW, 75% diluted sea water: 1/4 SW).

着・溶脱量0の横線との交点におけるリン酸濃度は，平衡リン酸濃度（各塩分において土壌物質による吸着反応も溶脱反応も起こらない濃度）である。すでに示したように筑後川河口域においては塩分25以下の範囲で溶存リン酸濃度は3 μmol/l 前後で安定しているが（Fig. 3-3），低塩分（1/2，1/4希釈海水）における平衡リン酸濃度は，ほぼこの河口高濁度域における安定したリン酸濃度と一致し，2～3 μmol/l の範囲にあった。また，実験に用いた湿泥中に含まれる間隙水のリン酸濃度は2.6 μmol/l で，この範囲内にあった。一方，海水中（塩分34.4）では平衡リン酸濃度は5 μmol を超えており，河口沖におけるリン酸濃度は通常これ以下であることから，土壌物質が高塩分域に輸送された場合には土壌物質からのリン酸の溶脱が進行することがわかる。

考　　察

すでに述べたように，太田川河口域では懸濁物と河口域底泥の形態別リン組成から，増水時の負荷土壌物質が海水中で吸着態リン酸を溶脱することが示唆されたが，前節の筑後川河口域のリン酸分布と塩分の関係，並びに本節の筑後川河口域の土壌物質のリン酸吸着・溶脱量と塩分・pH の関係からも，河川懸濁土壌物質が海域に負荷された際に吸着態リン酸の溶脱が進行することが確認された。

塩分2以上での塩分の増加に伴うリン酸の溶脱量の増加（平衡リン酸濃度の上昇）は，リン酸イオンと競合する海水中の陰イオン（Cl^-，SO_4^{-2} 等）による土壌物質中のリン酸吸着部位のブロック作用による影響とされている（Liss 1976）。塩分0（蒸留水に近いイオン強度）の実験条件下では，懸濁土壌物質は海水中での凝集態から再びコロイド態に変わり，その電気化学的性状が著しく変化する。土壌物質中に含まれるリン酸の吸着体（adsorbent）としては，鉄水和物や粘土鉱物粒子が主体であると考えられるが（和田 1981），淡水と鹹水の境界域では懸濁土壌物質が鉄水和物等のコロイド物質とともに凝集現象（flocculation）により凝集態に変化し（Sakamoto 1972），この凝集現象にともなって溶存リン酸の吸着量が増加する（Bale and Morris 1981）。従って，塩分2前後から塩分0における吸着量の減少と溶脱量の増加は凝集状態からコロイド態への変化によるものと考えられる。

一方，pH の増加にともなうリン酸吸着能の減少は，鉄水和物や粘土鉱物粒子等のリン酸吸着体（Edzwald *et al.* 1976，Crosby *et al.* 1981）や河川底泥（Carritt and Goodgal 1954）でも共通して認められる現象であり，土壌物質へのリン酸の吸着が吸着部位に存在する OH^- イオンとの交換反応によって起こることが原因と考えられる（Nanzyo and Watanabe 1981）。

このような土壌物質によるリン酸の吸着作用によって，小潮時に土壌物質が底泥に堆積した状態では，堆積物間隙水中の溶存リン酸濃度と溶出量の調節を行うことになる。底泥深部の還元層で溶出し，拡散により表層に運ばれた間隙水中の高濃度の溶存リン酸は，表層泥中の酸化的環境下で再び吸着される（Watanabe and Tsunogai 1984）。従って，土壌物質によるリン酸の吸着は単に水中で行われるのみならず，底泥表層に堆積した土壌物質が，底泥深部の還元環境下で溶出し表層に運ばれた間隙水中の高濃度のリン酸を吸着し，再浮上の際にリン酸濃度の低い河口域水中で溶脱する作用も重要である。また，河口域のみならず東シナ海や瀬戸内海においても海底近傍層で荒天時の波浪や潮流による表層泥の巻き上がりによる高濁度層が観測されており（Kawana and Tanimoto 1981，田中 1992），底泥の再浮上にともなうリン酸の吸着・溶脱現象は浅海域のリン循環に果たす役割も無視できないものがあろう。

以上の結果から推定される筑後川河口域のリン酸の吸着・溶脱過程を Fig. 3-8 に模式図として示した。河川から供給された溶存リン酸は河口感潮域上流で土壌物質や鉄水和物の凝集体に吸着され，河川負荷土壌物質中に既に吸着していたリン酸とともに沈降する。この土壌物質は大潮時には潮汐によって巻き上がり，沈降・再浮上を繰り返しながら感潮河川部から干潟域を移動する。この過程で土壌物質は吸着平衡作用により河口低塩分域（塩分0～25）の溶存リ

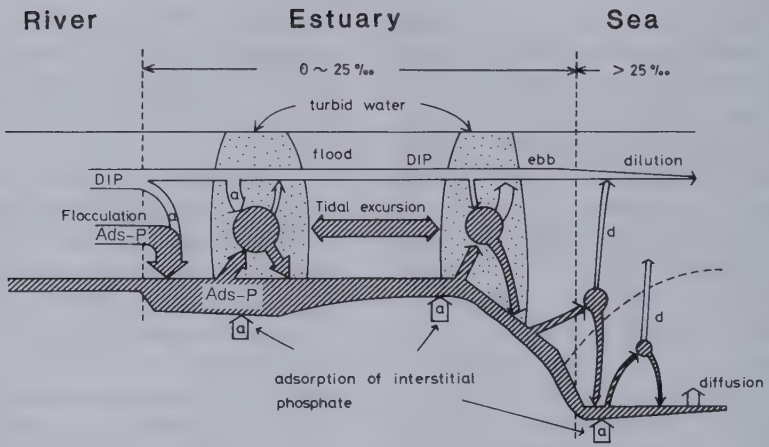


Fig. 3–8. Schematic diagram of the phosphate cycle in the Chikugo River Estuary (Ads–P: adsorbed phosphate, DIP: dissolved phosphate, a: adsorption, d: desorption)

ン酸濃度変化を緩衝する働きを行う。河口高塩分域（塩分25以上）では，海水中の土壌物質の平衡リン酸濃度の増加と溶存リン酸濃度の減少に伴って，土壌物質からの吸着態リン酸の溶脱が進行する。また，小潮時に底泥表層に堆積した土壌物質は間隙水中の溶存リン酸を吸着し，大潮時の再浮上の際に水中に供給する。

河口・干潟域のリン酸を吸着した土壌物質の存在は，リン酸の河口域での滞留効果の面でも重要である。河川から負荷された溶存リン酸は直接沖合に運ばれることなく，土壌物質により吸着され河口・干潟域を循環することにより，干潟域の高い生物生産を支える一因となっているものと考えられる。また，日本では大部分を占める緩混合型から弱混合型の河口域（杉本 1990）においても，河川増水時に海域に負荷される大量の土壌物質のリン酸の吸着・溶脱現象は，河口域のリンの挙動への関与が大きいものと推定される。

第Ⅳ章　河川からの懸濁態リン負荷の実態

前章までの結果から，増水時の負荷土壌物質中の吸着態リン酸は海水中で溶脱し，沿岸域へのリン負荷源として注目する必要があること，ならびに，貧酸素の内湾底泥からの主なリンの溶出源である CDB–P の起源が増水時に負荷される懸濁土壌物質である可能性が示唆された。

Inoue and Ebise（1991）による茨城県涸沼川の例では，窒素の河川負荷の84％が溶存態で負荷されるのに対し，リンではその88％が懸濁態で負荷される。また，アマゾン川河口では懸濁態の有効態無機リン（吸着態リン酸）負荷量が溶存態無機リン負荷量の15倍に達するという報告もある（Chase and Sayles 1980）。さらに，懸濁物の負荷量についてみると，懸濁物の河川の流量が平常時の百倍近くに達する洪水のような場合には，ピーク時の懸濁物濃度は 1000 mg/l 以上となり，その累積総流出負荷量は晴天時の数百倍にもなる（海老瀬 1985）。チェサピーク湾では，1回のハリケーン時の懸濁物負荷が平年の50年分の負荷量に達する例も報告されている（Schubel and Hirschberg 1978）。従って，リンの河川からの流入負荷量の把握にあたっては，土壌物質負荷の大部分が集中する増水時の観測が不可欠である。

しかしながら，増水時に河川から負荷される土壌物質中の形態別無機態リン組成について報告された例はなく，リン負荷についても，その大部分が全リンについて溶存態と懸濁態を区別

したもので，増水時の河川負荷懸濁態リンについて有機態，無機態の区別をした報告は，ほとんどない状況である。

本章では，まず，広島県太田川における濁度の長期観測によって梅雨増水期の土壌物質負荷の実態と負荷土壌物質の形態別リン組成を明らかにした。得られた結果を基にして，広島湾への懸濁物質の堆積物への負荷量の推定値（星加・塩沢 1990）と広島湾への種々の負荷源からのリン負荷量の推定値から，河川無機懸濁態リン負荷の広島湾における重要性を検討した。さらに，太田川以外の代表的な国内大河川（吉野川，利根川，信濃川，筑後川）の増水時の負荷土壌物質の形態別リン組成を把握した。

方　　法

河川増水時の懸濁土壌物質負荷の実態を把握するために，海水の混入しない太田川最下流地点（大芝水門）から約 3 km 上流の戸坂上水取水施設（流域面積：1500 km^2）にアレック電子製メモリー濁度計（MTB-16K）を設置し，30分ごとの濁度を自動測定した（Fig. 4–1）。観測は1991年 6 月11日～ 7 月21日の梅雨期間に行い，期間中，激しい降雨時には同地点において揚水ポンプで採水し，懸濁物の採取を行った。得られた濁度と採水試料の SS との関係（Fig. 4–2）から濁度を SS に換算した。

河川流量は建設省太田川工事事務所の継続観測データのうち矢口川下流地点における流量を用いた（建設省河川局 1993）。流量観測地点と

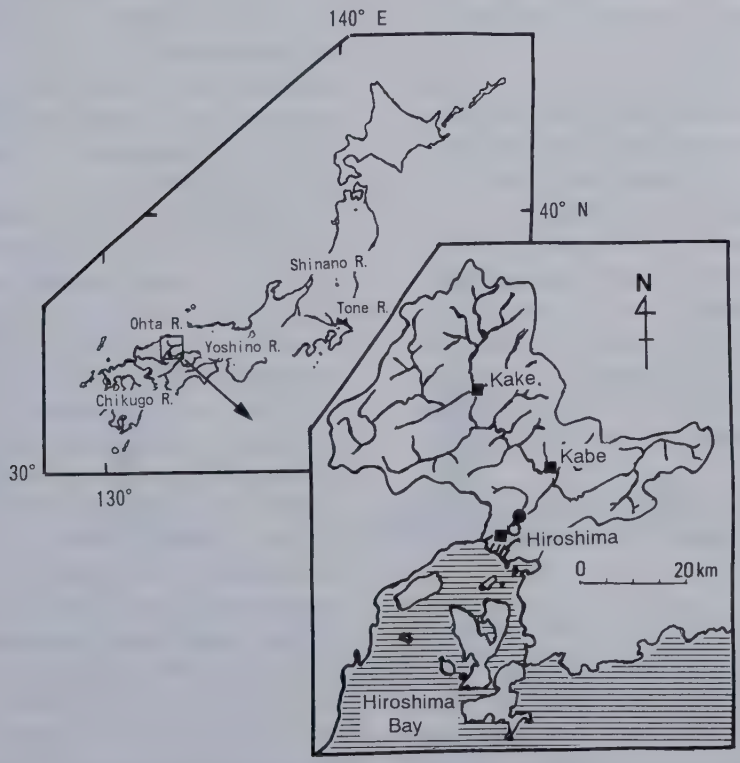


Fig. 4–1. Location of several major rivers in Japan where water samples were taken during high discharge periods and sampling stations in the drainage area of the Ohta River for measurements of turbidity (○), discharge (●) and precipitation (■).

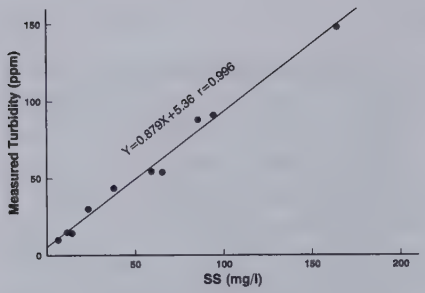


Fig. 4–2. Relationship between measured turbidity and dry weight of the suspended solids (SS) in the Ohta River.

濁度観測地点間ではほとんど流量の増減はなく，両地点を同じ流量と仮定しても問題はないものと考えられる。また，降水量は広島地方気象台のアメダス記録（広島気象台 1991）から太田川上流の加計，中流の可部，および下流の広島市のデータを使用した。

一方，1991年～1992年には Fig. 4–1 の日本の代表的な大河川（吉野川：1991年９月28日，利根川：1992年10月22日，信濃川：1992年４月28日，７月６日，筑後川：1992年10月21日）において高濁度時の河川水の採水を行った。一般に河川の増水は６～７月の梅雨期または８～10月の台風期が中心となるが，北陸の豪雪地帯を流域に持つ信濃川では３～５月の融雪期の増水が最も重要である。各河川における採水地点は海水の混入しない最下流地点付近とした。採水した河川水は遠心分離，または自然沈降（24時間）による濃縮後遠心分離して懸濁物試料を採取した。

懸濁物試料の吸着態リン酸，形態別リン組成ならびに懸濁物濃度（SS）の分析は第Ⅱ章と同様にして行った。

結　　果

河川増水時の懸濁土壌物質負荷の実態

Fig. 4–3 に1991年梅雨期の太田川戸坂上水取水施設における懸濁物濃度（SS），流量，ならびに，これらから計算した懸濁物負荷量の変動を示した。この期間中の主な増水（流量 400 m^3/s 以上）は６月13日～14日，７月１日～５日，および７月16日～20日の３回観測された。懸濁物濃度の変動は流量の変動と対応が認められるが，その変動は流量の変動より激しく，７月18日の場合のように流量値が極端に大きくない期間でも高濃度となるケースが見られる。

７月４日から５日にかけては，流量の変化ではそれほど顕著には現れないが，懸濁物濃度に特徴的な２つのピークが認められる。この部分の２日間を拡大してアメダスの時間雨量のデータとともに Fig. 4–4 に示す。７月４日の19時30分と７月５日５時30分の２つの濁度ピークに対応して，７月４日の12時～15時の太田川中流域（可部）と下流域（広島）を中心とする降雨，ならびに７月５日の０時から１時の上流域（加計），下流域（広島）を中心とする降雨の２回の 25 mm/h 以上の集中豪雨が観測されている。７月４日19時30分の懸濁物濃度のピークは降雨のピークから約６時間後，５日５時30分の場合は約５時間後に観測されている。一方，流量の変動は降雨と関連した増減が認められるが，一回目の降雨に対応する流量のピークは明瞭ではなく，２回目の懸濁物濃度ピークと流量ピークには若干のずれが認められる。

これらの観測結果から河川中の懸濁物濃度がその時の流量そのものより，それより一定時間前にどれくらいの降雨（降雨強度）があったかによって左右される場合が多いことが推察される。Fig. 4–5 に，観測期間を通じて 50 mg/l 以上の懸濁物濃度が観測された時の，懸濁物濃度のピーク値とその時点の流量の関係，ならびに懸濁物濃度のピーク値とその４～６時間前に観測された太田川流域の３地点での最大時間雨量との関係を示した。最大時間雨量と懸濁物濃度のピークには直線関係が認められる（$r=0.905$ 有意水準１％）が，懸濁物濃度のピークと流量との相関は認められない。このことから，増水時に海域に負荷される懸濁土壌物質の発生源は，河川の河道内に堆積した土壌物質の流量の増加による流出（flush out）より，降雨によって浸食された陸上表土が，直接河川に流出して輸送された土壌物質の割合が高いものと思われる。

増水時負荷土壌物質の形態別リン組成

Table 4–1 に1991年の梅雨期に採取した試料

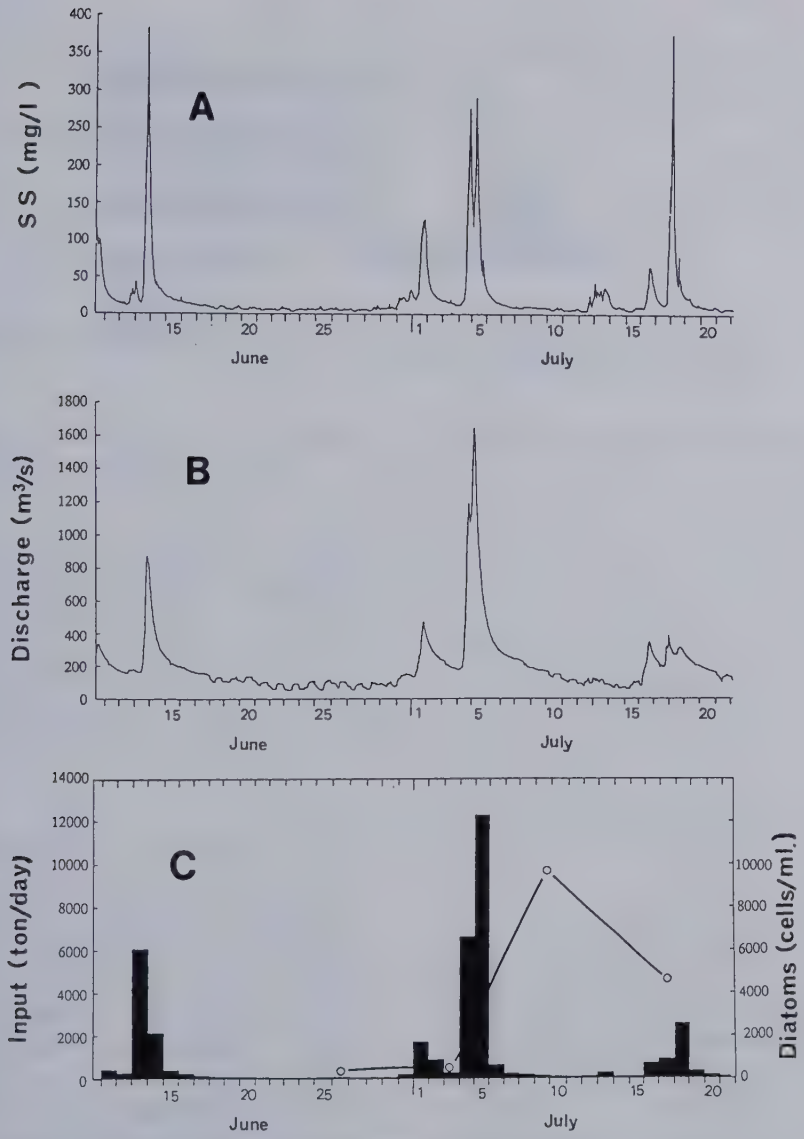


Fig. 4-3. Time series records of the concentrations of suspended solids (A), discharge of water (B) and input of suspended solids (C) during the rainy season in the Ohta River at Hesaka, June – July, 1991. Changes in diatom cell number (open circles) in Hiroshima Bay after the maximum input flux of suspended solids are also shown in (C).

のうち，高濁度時（SS＞50 mg/l 以上）に採取することができた太田川の懸濁土壌物質の形態別リン組成を，1990年の高濁度時のデータ（Table 2-3）とともに示した。1990年～1991年梅雨期の太田川増水時の高濁度土壌物質中のCDB-P 量の平均値は 14.2 μmol/g で，この

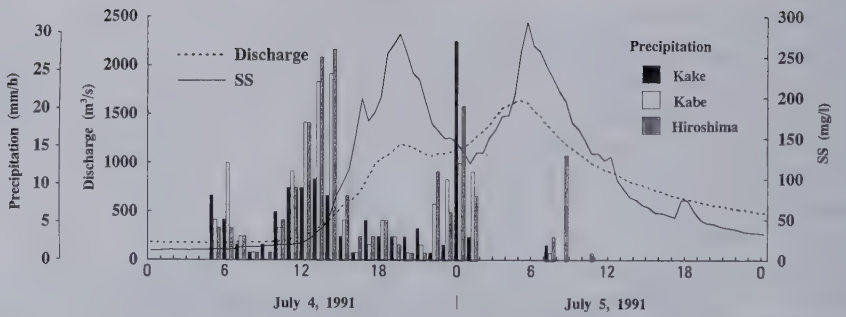


Fig. 4–4. Time series records in concentrations of suspended solids (SS), discharge, and precipitation in the Ohta River drainage area, July 4 –July 5, 1991.

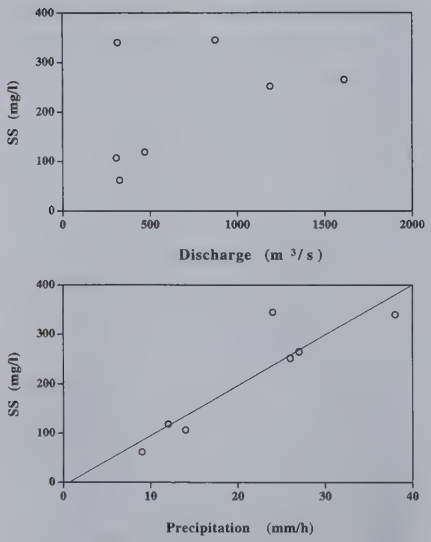


Fig. 4–5. Relationship between peak SS concentrations and discharge (upper) and with peak precipitation observed in 4–6 hours before the peak SS concentrations (lower).

うち吸着態リン酸量の平均値は，7.7 μmol/g（約54%）であった。無機態リンは全リンの約50%を占め，その大部分は CDB–P であった。

また，1991年～1992年にかけて，増水時に採取された全国の主要な河川懸濁物の形態別リン組成を太田川のデータとともに Fig. 4–6 に示した。信濃川と太田川のデータ（Table 4–1）は平均値を用いている。河川によって全リン濃度には，吉野川の 20 μmol/g から利根川の 71 μmol/g まで大きな違いがあるが，いずれの河川においても有機態リンの割合は50%以下である。無機態リンのうち海域で循環可能な CDB–P の割合は信濃川，利根川などの流域面積の広い大河川で高く，全リンの50%以上を占めている。また，太田川，筑後川でも無機態リンの中では CDB–P が主成分となっている。これに対し，吉野川では無機態リンの主成分は HCl–P であり，他の河川とは大きく異なっている。

考　　察

1991年の梅雨期全期間の太田川の懸濁物負荷量は約 4 万 ton であったが，7 月 4 日～5 日の 2 日間のみで，梅雨期期間の全懸濁物負荷量の半分の約 2 万 t が集中して負荷された（河川水負荷量では18%）。この期間の懸濁態リンの負荷量は Table 4–1 の平均的な高濁度増水時の懸濁物のリン濃度（42 μmol/g）から約 26 ton と推定され，懸濁態リン負荷のみで，太田川戸坂における溶存態と懸濁態を含めた全リンの日平均負荷量（0.4 ton/day; 橋本他 1990）の65日分に相当する。

7 月 4 日～5 日の増水期間の最大流量は 1600 m^3/s であるが，太田川では昭和47年の梅雨期には 6800 m^3/s に達する流量が記録されており，1600 m^3/s を超える増水例は多い。また，台風時には梅雨期以上に大きな増水が発生し，時間雨量も梅雨期を超えるケースが多い。1982

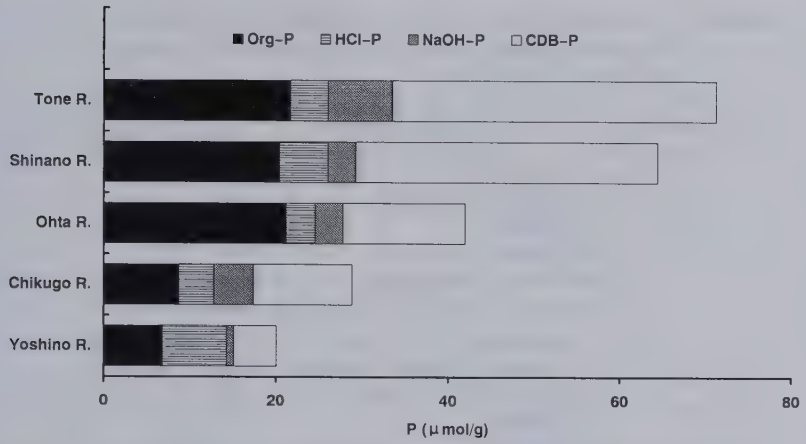


Fig. 4–6. Phosphorus fractions of suspended matter during periods of high discharge in several major rivers in Japan.

Table 4–1. Phosphorus fractions of suspended solids in the turbid water (SS>50 mg/l) during periods of high discharge in the Ohta River.

Sample	SS mg/l	CDP-P	(Ads-P)	NaOH-P	HCl-P	Org-P	Total-P
		μmol/g					
15 June1990	70	15.2	(11.3)	3.5	4.1	31.3	54.1
22 Aug.1990	138	19.1	(12.0)	3.3	4.6	29.1	56.2
1 July 1991	59	17.1	(8.3)	3.1	3.3	21.0	44.5
5 July 1991	164	8.7	(2.1)	2.3	2.7	10.8	24.4
16 July 1991	65	11.0	(4.9)	2.9	2.8	14.0	30.8
$\bar{X}\pm SD$		14.2±4.3	(7.7±4.2)	3.0±0.5	3.5±0.8	21.2±9.0	42.0±14.0

年から1988年の7年間の太田川流量データ（建設省河川局 1984–1990）によれば，日平均流量が 300 m^3/s を超える増水は平均して年間約10日間である。また，広島県において1回の降雨あたり 100 mm 以上の降雨は平均して年5回程度である。広島県の年間降水量は 2000 mm 前後であり，年間全降水量の3分の1近くは，年に5回程度の大雨時に集中することになる。従って，1991年7月4日～5日の例は著しく特殊なケースではなく，年に数回はこれに匹敵，または上回る土壌物質の負荷があるものと推定される。このように，土壌物質負荷の大部分は年間数日間の集中豪雨時に集中的に負荷され，この結果，内湾の栄養塩環境に重大な影響をおよぼすものと考えられる。実際に，Fig. 4–3 に示したように1991年7月4日～5日の降雨の後，広島湾内（南西海区水産研究所桟橋付近）の珪藻類の細胞数は著しく増大した（板倉他 1993）。Kamiyama（1994）によれば1991年3月から6月には広島湾湾奥部の溶存態窒素濃度と溶存リン酸濃度の比（N:P 比）は7月以降に比較して高く，リン欠乏の状態にあったとされている。従って，1991年7月4日～5日の降雨後の珪藻類の増殖には豪雨時の懸濁態リン負荷が重要な役割を果たしたものと考えられる。

また，実際に広島湾の豪雨に伴う赤潮の発生例は多数観測されている。Table 4–2 に1982年～1988年に発生した広島湾の大規模赤潮（発生面積が湾奥部の全域を占めるもの）のすべての記録（水産庁瀬戸内漁業調整事務所 1983–

Table 4–2. Large-scale red tide outbreaks in Hiroshima Bay (1980 to 1988) and records of the high discharge rate in the Ohta River within 10 days before the outbreaks.

Year	month/day	Genus of red tide plankton	Dialy mean (m^3/sec) discharge (month/day)
82	6/ 1	*Heterosigma*	—*
	7/29	*Chaetoceros, Skeletonema*	412(7/24), 444(7/25)
	9/27	*Skeletonema*	443(9/25)
83	6/22	*Heterosigma, Skeletonema*	640(6/21)
		Chaetoceros, Leptocylindrus	
	7/27	*Skeletonema, Chaetoceros*	589(7/21), 687(7/22)
		Leptocylindrus, Gymnodinium	1344(7/23), 443(7/24)
	10/ 3	*Skeletonema, Chaetoceros, Asterionella*	1065(9/28), 448(9/29)
85	7/15	*Prorocentrum, Chaetoceros*	1762(7/ 6), 608(7/ 7)
86	6/ 6	*Heterosigma*	370(5/30)
	7/17	*Skeletonema*	711(7/15), 403(7/16)
87	6/ 1	*Heterosigma, Gymnodinium*	—
	7/28	*Chaetoceros*	590(7/19), 745(7/20)
			470(7/21)
88	6/ 2	*Heterosigma*	296(6/ 2)

*: No record of high discharge rate.

1989）と，発生前10日間以内に観測された太田川の増水記録（建設省河川局 1984–1990）を示した。*Heterosigma* の赤潮では，対応する増水記録が認められないケースもあるが，これ以外の大規模赤潮は，発生初日以前に日平均 400 m^3/s 以上の増水が記録されている。太田川の平均流量は 80 m^3/s 程度であり，河川の増水が大規模赤潮と密接な関係があることがわかる。なお，広島湾では *Heterosigma* の赤潮の最初の発生は小規模のものを含めれば毎年（1980～1988年の期間）5月下旬から6月初旬にかけて記録されており，水温の上昇がその発生に重要な役割を果たしているものと考えられている（矢持 1989）。

赤潮発生の引き金としての豪雨の重要性については広島湾以外にも大村湾での *Gymnodinium* の7月赤潮の発生例があげられる（飯塚 1972）。また，伊勢湾でも赤潮発生の条件として豪雨による栄養塩供給が指摘されている（太田 1991）。*Heterosigma* 赤潮の例のように，赤潮の発生は栄養塩条件以外の要因に支配される面も大きいが，赤潮生物の増殖に必要な条件としての生物量をささえるリンの負荷については，その大部分が豪雨時の懸濁態リン負荷によるものと考えられる。

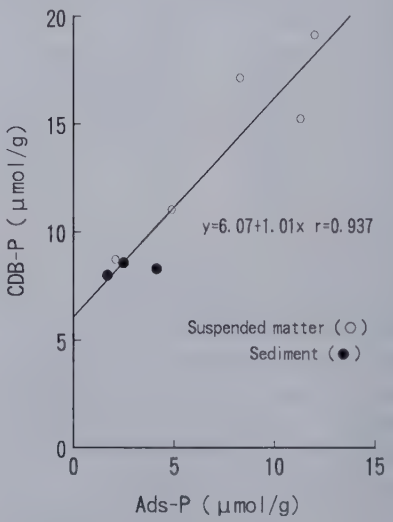


Fig. 4–7. Relationship between the CDB–P and adsorbed phosphate (Ads–P) in suspended matter of the Ohta River during periods of high discharge and the estuarine sediments.

太田川増水時の高濁度土壌物質中の吸着態リン酸（Ads-P）は平均してCDB-Pの50％以上を占めているが，その濃度の変動が著しいのが特徴的である。CDB-Pには好気的条件下で吸着・溶脱するリン画分（吸着態リン酸）と，嫌気条件下で溶出するリン画分の両方が含まれる（井澤・清木 1983）。増水が1週間続いた後の1990年9月20日の試料では他の試料に比較して負荷土壌物質の各形態別リン濃度が低いが，このうちCDB-P，特にCDB-Pに含まれる吸着態リン酸濃度の減少が顕著である（Table 2-3），これと同様に，1991年7月1日の増水初期の吸着態リン酸量が8.3 μmol/gと高いのに対し，増水が続いた後の7月5日には2.1 μmol/gまで低下し，他のリン成分に比較して著しい濃度の低下が認められた（Table 4-1）。これらは降雨の過程で雨水によって陸上表土の吸着態リンが徐々に洗い出される結果（洗脱現象），河川の懸濁土壌物質の吸着態リン酸濃度も低下することによるものと考えられる。

Fig. 4-7に太田川河口域表層泥（Table 2-3）と増水時懸濁物の吸着態リン酸量とCDB-Pとの関係を示した。両者を一連のものとみなせば切片が6.1 μmol/gで傾きがほぼ1の直線関係が認められた。陸上土壌物質の吸着態リン酸濃度は降水状況によって大きく変化するが，塩分の高い河口域における吸着態リン酸の溶脱の結果，CDB-Pのうち土壌物質にほぼ一定量（6 μmol/g前後）含まれる好気的条件下で溶脱しにくい画分が河口域表層泥中に堆積し，残るものと推定される。また，この様にCDB-Pが河口域の淡水側から高塩分域にかけて急激に減少する例は，Strom and Biggs（1982）によっても報告されており，吸着態リン酸の河口域での溶脱過程を反映したものと考えられる。

全国の主要な河川においてCDB-Pは懸濁物中のTotal-Pの25～56％を占め，増水時の河川懸濁物のリンの主要な成分となっている。太田川の観測例では増水時の河川懸濁物の起源は，主に豪雨によって浸食された陸上土壌であると考えられる。一般に，農耕地土壌にはリン酸肥料の施用により無機リンが大量に集積している。陸上土壌の全リン含量は土壌の種類によって大きく異なるが，全国の未耕地土壌の全リン濃度が数 μmol/g から数10 μmol/g の範囲であるのに対し，農耕地では数10 μmol/g から数100 μmol/g に達する。また，キレート抽出リン（EDTA可溶態無機リン，pH=5）では，未耕地土壌が数 μmol/g 以下であるのに対し，農耕地土壌では100 μmol/g を超える場合もある（農林水産技術会議 1991）。このEDTA抽出液にはフッ化ナトリウムが含まれているため，CDB-Pのみならず NaOH-P の一部も抽出されるが（井澤・清木 1982），本調査の結果からも推察されるように，NaOH-Pの割合はCDB-Pに比較してかなり低く（Williams *et al.* 1976b），EDTA可溶態無機リンは Williams *et al.*（1976 a）の方法によるCDB-P画分に比較的近いリン画分と考えられる。従って，信濃川，利根川などの大河川でCDB-P濃度が高い理由としては関東平野や新潟平野の広い農耕地域からの農耕地土壌の負荷の影響があげられよう。

太田川の例に見られるように，懸濁物中のリン成分のうちCDB-PとOrg-Pは観測ごとの差が大きく，今回の報告例のみでは一般的な議論を行うためには十分ではないが，増水時懸濁物のCDB-Pの負荷量は有機態リンに匹敵もしくはそれを上回るものと推定することができよう。太田川の増水時の懸濁土壌物質の形態別リン組成が広島湾に流入する土壌物質の形態別リン組成を代表するものであると仮定して，既存のデータから広島湾へのリンの年間負荷量と負荷過程の概略を模式的にFig. 4-8に示した。増水時の溶存態リン（DTP）の負荷については，広島湾に流入する全河川の増水時の流量を，太田川の流域面積と増水時流量（建設省河川局 1984-1990）の関係から類推し，増水時の溶存リン濃度を太田川における増水時の観測例（橋本他 1990）から1 μmol/l と仮定し算出した。また，星加・塩沢（1990）によれば，瀬戸内海全域における増水時のSS流入量は，堆積物に移行するSSの85％と見積もられており，広島湾においても同様に85％であると仮定すれば，広島湾の堆積物へのSSの移行量（2.3×10^6 ton/yr.）から，広島湾への洪水時のSS負荷量

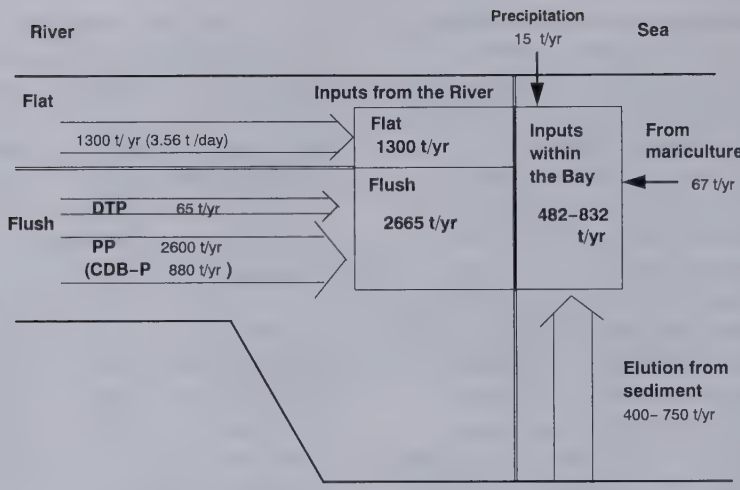


Fig. 4–8. Annual inputs of phosphorus into Hiroshima Bay.

は 2.0×10^6 ton/yr. となる。増水時の負荷土壌物質に含まれる CDB–P 量と吸着態リン酸量を，それぞれ太田川の平均値の 14.2 μmol/g と 7.7 μmol/g とすれば (Table 4–1)，増水時の広島湾への CDB–P 負荷量は約 880 ton，そのうち吸着態リン酸によるリン負荷量は 477 ton となる。広島湾への排水負荷原単位計算によるリン流入負荷量の推定値は 1300 ton/yr. (3.56 ton/day) とされており (広島県 1982)，増水時の CDB–P，吸着態リン酸の負荷量は，それぞれこの68%，37%に達する。

一方，塩沢他 (1984) は，現場用溶出量測定装置と室内溶出量測定装置を用い，広島湾における底泥からのリンの溶出負荷量を 400～750 ton と推定している。河川からの CDB–P 負荷量はほぼこれに見合うものであり，河川起源の CDB–P が底泥から溶出するリンの起源として重要であることが推察される。この他の負荷源として，海域における降雨負荷は，集中的な降雨時には表層水の溶存リン酸濃度に一時的な影響をおよぼすが (湯浅 1991)，降雨によるリンの年間負荷総量は約 15 ton/yr. (湯浅 1991) で増水時の河川負荷に比較すれば無視し得るものと考えられる。同様に，広島湾の養殖魚類生産量 (約 1000 ton：広島統計情報事務所 1992) とハマチの飽食給餌養殖でのリン負荷量 (坂本 1986) から推定した養殖業によるリン負荷量は約 67 ton で，養殖場周辺での局地的影響は大きいと思われるが土壌負荷に比較すればその割合は小さい。

このように，海水中で急速に溶脱する吸着態リン酸や貧酸素環境下で溶出するリンを含む CDB–P は，増水時の河川懸濁物中のリンの主要な成分となっており，その負荷量は底泥からのリンの溶出負荷量に匹敵する。従って，河川から負荷された CDB–P は吸着態リン酸の溶脱後，底泥に沈降し，沿岸域底泥からのリン酸の溶出源となっているものと考えられる。この点については第Ⅴ章で瀬戸内海沿岸域の表層泥の形態別リン組成とその分布から，さらに考察を進める。

第Ⅴ章　内湾域表層泥中の形態別リン組成と無機態リン循環

河川から内湾域に負荷された土壌無機態リンの挙動や，底泥からのリンの溶出機構を解明するためには，底泥中の形態別リン組成とその分

布を明らかにし，負荷源やリンの底質中での集積形態を解明することは非常に重要である。Williams *et al.*（1976b）はエリー湖底泥の形態別リン組成とその分布から，流入したリンは好気的状態が保たれる限り，底泥中に固定されるとしているが，海洋では前述のように高塩分環境下での吸着リン酸の溶脱や，富栄養化した内湾域に形成されることの多い貧酸素底層水の影響によって，その分布と挙動は湖沼の場合とは大きく異なるものと考えられる。

海域底質の無機態リンの形態別組成を広域的に調査した例は，わが国では非常に少なく，わずかに Chang and Jackson（1957）の方法を用いた城（1986）による大阪湾の例と，Williams *et al.*（1976a）の方法を用いた駒井（1988）の播磨灘の測定例があるのみである。しかし，リンの溶出源と考えられる CDB-P の起源やその挙動に関する考察は少なく，河川懸濁物と沿岸域底泥のリンの形態別組成の関連について報告された例はほとんどない。底泥中の形態別リン組成の鉛直分布に関しては，大阪湾（城 1986），別府湾（Yamada and Kayama 1987），ならびに広島湾（清木・井澤 1982）の報告があり，溶出しやすい形態のリン（CDB-P または鉄結合態リン）は，表層から数センチの層に最も多く存在しており，それ以深では急激な濃度の減少が見られる場合が多い。底泥表層に沈降堆積した河川起源のリンや海産植物プランクトン起源のリンは，生物・化学的作用によってその形態を変えながら一部分は海水中に急速に回帰しているものと考えられる。

本章では，現在も赤潮の頻発する瀬戸内海の代表的な閉鎖性内湾域であり，沿岸海洋学的にもそれぞれ河川の影響や海底地形等の点で際だった特色を持つ広島湾，大阪湾ならびに別府湾において，表層泥中の形態別リン組成とその分布を比較検討し，沿岸内湾域の底泥中の無機態リンの動態とこれに対する河川負荷懸濁物の影響を解明することを目的とした。

第1節　広島湾湾奥部表層泥の形態別リン組成

広島湾は面積 946 km^2，平均水深 25.6 m（村上 1976）で湾内は島々によって湾中央部と湾奥部に分けられ，湾奥部は瀬戸内海の中でも特に閉鎖性の強い海域で大部分が水深 20 m 以下となっている（Fig. 5–1）。また，広島湾には最奥部の太田川，湾西部の小瀬川，錦川の一級河川が流入しており，河川水の影響の非常に強い海域である。このため，底泥への懸濁物の堆積負荷量は 2.3×10^6 ton/yr. と見積もられており（星加・塩沢 1990），これは，瀬戸内海最大の河川である淀川が流入する大阪湾の堆積負荷量の推定値 2.0×10^6 ton/yr. を上回っている（星加・塩沢 1990）。広島湾の湾面積が大阪湾の面積（1,529 km^2）よりかなり狭いことを考慮すれば，広島湾は瀬戸内海でも河川負荷土壌物質の負荷の影響を特に強く受ける内湾であると推定される。

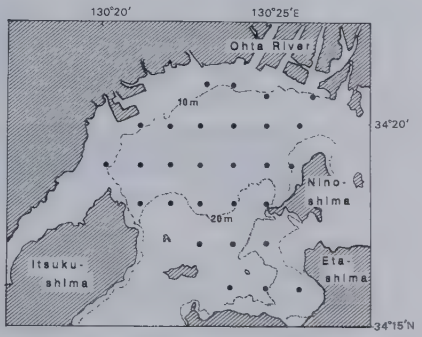


Fig. 5–1. Sampling stations in the inner part of Hiroshima Bay.

本節では，瀬戸内海に流入する河川の中で第3位の流量を持つ太田川が流入する広島湾湾奥部における梅雨増水期の表層泥中の形態別リン組成を明らかにし，各リン成分に対する太田川から負荷される土壌物質の影響を解明することを目的とした。

試料と方法

1992年の梅雨期後期（7月22日～23日）に広

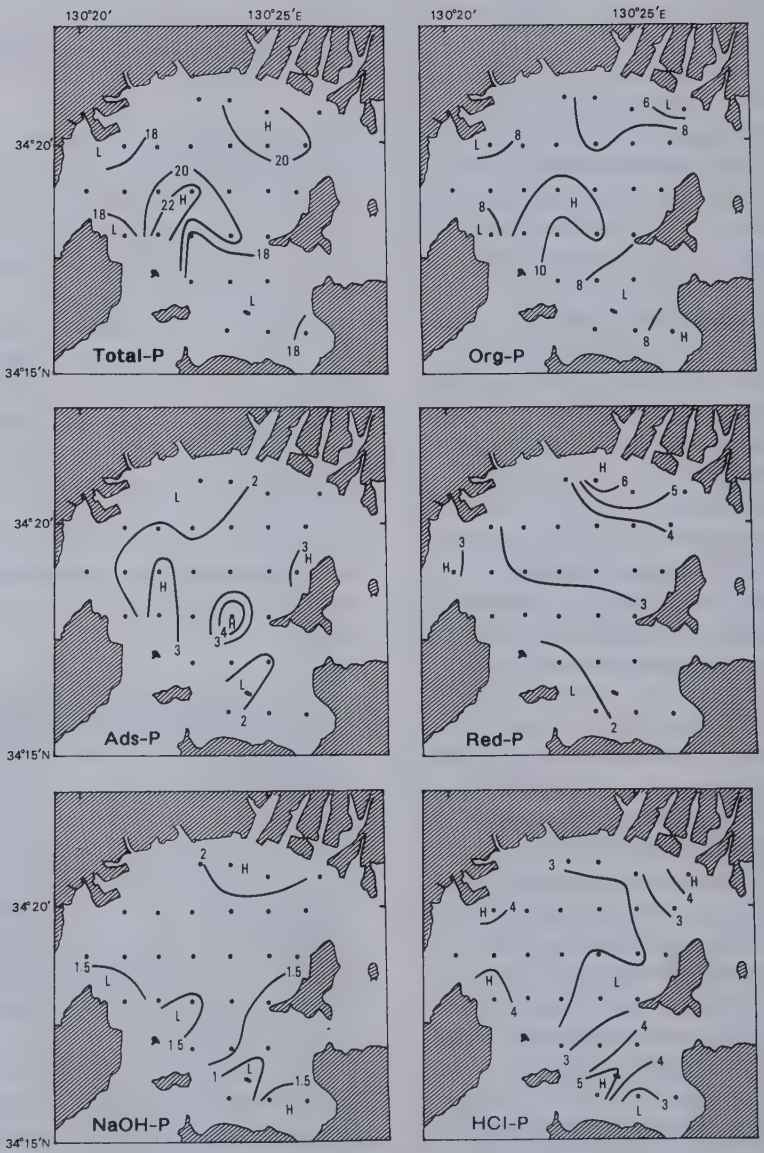


Fig. 5–2. Distribution of phosphorus fractions in the surface sediments in the inner part of Hiroshima Bay on 22–23 July, 1992 (unit; μmol/g).

島湾湾奥部全域の計28定点（Fig. 5–1）で，南西海区水産研究所調査船「せと」によって，内径 4 cm の KK 式コアサンプラーを用い表層泥（0～1 cm）を採取した。採泥地点の平均含泥率（粒径 63 μm 以下の重量%）は88%で，定点の底質の大部分は90%以上の含泥率であった。採

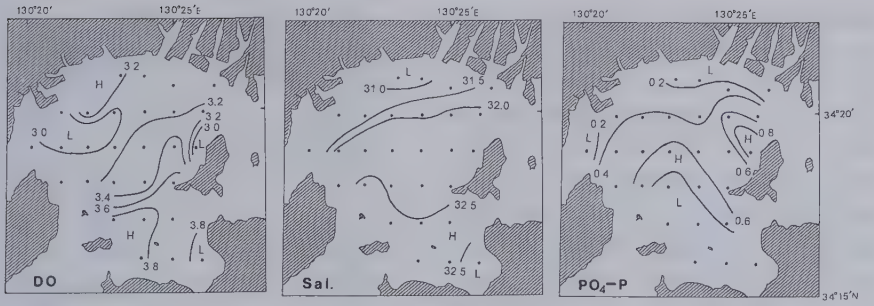


Fig. 5–3. Distribution of DO (ml/l), salinity and PO_4–P (μmol/l) in bottom water in the inner part of Hiroshima Bay on 22–23 July, 1992.

泥時にはコア試料から底泥直上水をサイホンを用いて採取し，溶存酸素濃度（DO），塩分，溶存リン酸濃度を分析した。採取した底泥は凍結保存後，凍結乾燥し，メノウ乳鉢で粉砕し試料とした。得られた底泥試料を用い形態別リン組成，全リン（Total–P），有機態炭素（Org–C），全窒素（Total–N）の分析を行った。溶存リン酸濃度，形態別リン組成，Org–C，ならびに Total–N の分析は第Ⅱ章と同様の方法を用いて行った。

結果と考察

Fig. 5–2 に広島湾湾奥部表層泥の Total–P と各形態別のリン分布，Fig. 5–3 に底泥表層水中の溶存酸素濃度（DO），塩分（Sal.）および溶存リン酸濃度（PO_4–P）を示した。Total–P 量は 16～23 μmol/g の範囲にあり，太田川河口付近と沖合に 20 μmol/g 以上の高濃度域がある。一方，Org–P は沖合で 10 μmol/g 以上の高濃度を示し，Total–P の50%前後を占めており，沖合域の高濃度の Total–P は高い Org–P 濃度によるものである。Ads–P の分布は Org–P の分布と同様に沖合で高濃度を示している（Fig. 5–2）。

清木・井澤（1982）によれば，広島湾沖合と太田川河口の表層泥間隙水中のリン酸濃度の平均値は 10 μmol/l 以上に達し，また，間隙水中のリン酸濃度は，河口から沖合になるほど増加する傾向があると報告されている。従って，本調査における沖合表層泥中の高濃度の Ads–P の分布は間隙水中の溶存リン酸濃度の分布を反映しているものと考えられる。広島湾湾奥部では高水温期（8～9月）に貧酸素化が進行し，底層水の溶存酸素濃度が 1～2 ml/l 以下に達する場合があるが（湯浅 1990），7月下旬に実施された本調査時には，底泥直上水中の溶存酸素濃度は沿岸の最も濃度の低い点でも 2.7 ml/l で大部分の定点が 3～4 ml/l を保っていた（Fig. 5–3）。このため，底泥間隙水中の溶存リン酸は底泥表層の酸化層で一部は吸着され，一部は吸着平衡反応により溶脱し，底層水中の溶存リン酸濃度を上昇させるものと考えられる。実際に表層泥の Org–P 濃度と Ads–P 濃度の高い沖合では，同時に底層水中の溶存リン酸濃度も周辺に比較して高い濃度が観測されている（Fig. 5–3）。

沖合の高濃度の Org–P は湾内での一次生産

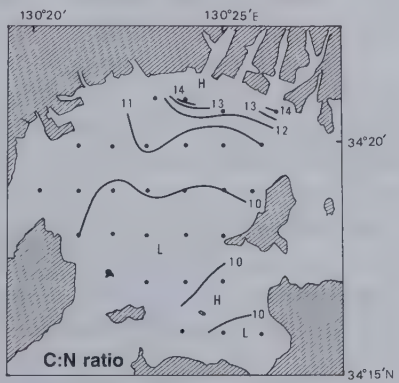


Fig. 5–4. C : N atomic ratio in the surface sediments in the inner part of Hiroshima Bay on 22–23 July, 1992.

起源の有機物の堆積によるものと考えられるが，Org-C と Total-N の原子比（C:N 比）の分布（Fig. 5-4）を見ると，C:N 比は河口付近（14以上）に比較して沖合の Org-P 濃度の高い海域で低い（10以下）値となっている。河川から負荷される増水時の懸濁物の C:N 比は13.8～16.3であり（Table 2-2），河口域表層泥の有機物は主に陸上起源の難分解性有機物の割合が高いものと思われる。一方，Seiki *et al.*（1991）によれば広島湾の植物プランクトン起源の粒状有機物の C:N 比は 6 前後であり，100日以上の分解実験後も分解実験開始時の C:N 比に近い値を示した。従って，沖合域表層泥の有機物では植物プランクトン起源の有機物の割合が河口域に比較してより高いものと推定される。このため，本調査の沖合表層泥中の高い Ads-P 濃度は，沖合域に沈降集積した植物プランクトン起源の有機物の分解によって底泥表層の間隙水中の溶存リン酸濃度が高まり，表層泥の好気的条件下で再吸着されたものと考えられる。

CDB-P の分布は河口沿岸域と沖合で高濃度となっており（Fig. 5-2），河川からの CDB-P 負荷と沖合での Ads-P 濃度の増大を反映したものと考えられる。CDB-P 濃度と Ads-P 濃度との差は結晶性の強いリン鉄化合物などの還元状態でのみ溶出するリン量（Reductant soluble phosphate: Red-P）を示すものと考えられるが，この Red-P の分布（Fig. 5 5）は塩分の低い河口域から高塩分の沖合にかけて次第に濃度が低下し，河川負荷の影響を強く受けていることがわかる（Fig. 5-3）。同様に，量的には Red-P に比較して小さいが，NaOH-P も河口域から沖合にかけて次第に濃度が低下し，河川負荷の影響を示している。一方，HCl-P 濃度

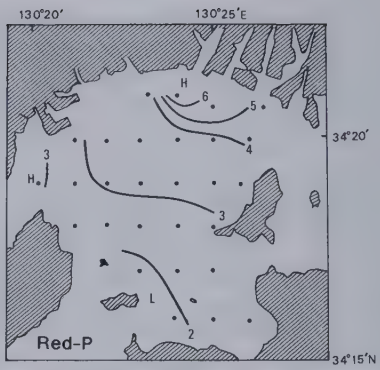


Fig. 5-5. Distribution of Red-P (Reductant soluble phosphate: the difference between CDB-P and Ads-P) in the surface sediments in the inner part of Hiroshima Bay on 22-23 July, 1992 (unit; μmol /g).

分布では沿岸に高濃度域が散在するが，その濃度変化は小さい（Fig. 5-2）。

これらの広島湾湾奥部表層泥の形態別リン濃度と底泥直上水の諸特性および底質の含泥率との相関係数を Table 5-1 に示した。DO（溶存酸素）と Total-P，NaOH-P 濃度は逆相関を示したが，これは沖合に比較して貧酸素化の傾向の強い沿岸域（湯浅 1990）が，同時にリンの河川負荷の影響を強く受け，底泥のリン濃度が高い水域であることが原因と思われる。Red-P，NaOH-P は広島湾湾奥部でのこれらと塩分の分布（Fig. 5-2，5-3，5-5）からもうかがえるように，塩分と強い逆相関が認められる。

一方，Ads-P，Org-P は直上水の溶存リン酸濃度と相関が高く，前述のように沖合の比較的溶存酸素濃度の高い海域では，Org-P の分

Table 5-1. Correlation coefficients (r) of phosphorus fractions in the surface sediments with some parameters of the overlaying water. * and ** represent significance levels of $P > 0.05$ and $P > 0.01$, respectively.

	Total-P	Ads-P	Red-P	NaOH-P	HCl-P	Org-P
DO	−0.41*	−0.01	−0.28	−0.41*	0.22	−0.30
Sal.	−0.12	0.44*	−0.69**	0.66**	0.10	0.26
PO_4-P	0.26	0.51**	−0.42*	−0.31	−0.15	0.53**
Mud Content	0.31	0.12	0.19	0.46*	−0.45*	0.29

解に伴って溶出したリン酸が底層水の溶存リン酸濃度に影響をおよぼすとともに，表層泥への再吸着が進行することを示している。この点は，湯浅他（1990）が広島湾における夏季の底層栄養塩の高濃度化は沈降した新生有機物の分解にともなう栄養塩の再生である可能性が高いと指摘したことと符合している。

CDB-P と環境諸特性の間には有意な相関は認められないが，これは，CDB-P が河口域で高濃度の Red-P と沖合域で高濃度の Ads-P の両方の成分を含んでいることによるものである。播磨灘においても河口付近と，Org-P の高い沖合域で CDB-P 濃度の高い例が報告されており（駒井 1988），広島湾と同様の原因によるものと推察される。また，CDB-P は貧酸素環境下で溶出するが，CDB-P と DO との関係も明瞭ではなく，前述のように，本調査期の DO 濃度が CDB-P からのリン溶出に十分なほど低下していなかったことを示すものと思われる。この点については貧酸素水塊の発達する８月～９月の調査による検討が必要であろう。

HCl-P と直上水の諸特性間には有意な相関は認められない。しかし，他のリン成分とは異なり含泥率と逆相関を示した。Williams *et al.* (1976a) によれば，HCl-P（アパタイト型リン）の主成分であるリン酸カルシウム（リン灰石）は鉱物粉砕物に由来するため，他の無機リン成分の割合が低い細粒砂質域で高濃度となることがこの原因と考えられる。

以上のように，太田川から負荷された懸濁物の CDB-P は，海域に堆積する過程で，まず大部分の Ads-P が塩分変化にともなって溶脱し，残った Red-P が底泥に蓄積するが，貧酸素水塊が形成されやすい河口域から湾内に拡散する過程で濃度が低下する。一方，沖合では，溶存リン酸の底泥から底層水への負荷は，一次生産起源の有機態リンの分解にともなう溶出が中心で，溶出した高濃度の間隙水中のリン酸は表層泥に吸着・蓄積する。表層泥へ吸着したリン酸は，吸着平衡反応により，間隙水中の溶存リン酸濃度と溶出量の調節を行うとともに (Sundby *et al.* 1992)，生物・物理作用による巻き上がりの過程で，間隙水中に比較してリン酸濃度の低い底層水中に再び溶脱する部分も多いものと考えられる。

第２節　大阪湾表層泥の形態別リン組成

大阪湾は瀬戸内海東端部に位置し，面積 1,529 km^2，平均水深 27.5 m の閉鎖的な湾であり（村上 1976），瀬戸内海でも特に富栄養化の著しい海域である。瀬戸内海に流入する全河川流量の約30％を占める大河川の淀川をはじめとして，湾全域流入量の90％以上を占める河川水が流入する湾奥部では，夏季には成層の発達によって貧酸素化が進み（城 1983），ほぼ定常的に赤潮が頻発している（水産庁瀬戸内海漁業調整事務所 1982-1993）。従って，大阪湾では栄養塩の河川負荷と，貧酸素水塊の形成による栄養塩の底泥からの溶出が，赤潮の発生と密接な関係にあるものと考えられる。

本節では，大阪湾における貧酸素期の表層泥中のリンの存在形態と分布特性を明らかにすることにより，貧酸素環境下でのリン循環におよぼす河川負荷土壌物質の重要性を検討した。

試料と方法

調査は最も貧酸素水塊の発達する高水温期の1993年９月２日～11日に大阪湾全域の108定点において，南西海区水産研究所調査船「しらふじ丸」によって，内径 4 cm の KK 式コアサンプラーを用い採泥を試みた。このうちコア底泥試料の採取が可能であった91定点（Fig. 5-6）において表層泥（0～1 cm）を採取した。

採泥地点の含泥率（粒径 63 μm 以下の粒子の重量％）を Fig. 5-7 に示した。大阪湾における底泥粒子の分布は，海峡部での流速と対応しており，海峡部での巻き上げと輸送の結果を反映している（中田・平野 1989）。湾奥から湾東部にかけての定点の底質は沿岸の一部をのぞき90％以上の含泥率であったが，明石海峡や友ヶ島水道周辺の強流域では，含泥率は大きく低下している。

採泥時にはコア試料から底泥直上水をサイホンを用いて採取し，溶存酸素濃度（DO），塩分，溶存リン酸濃度を分析した。採取した底泥は凍

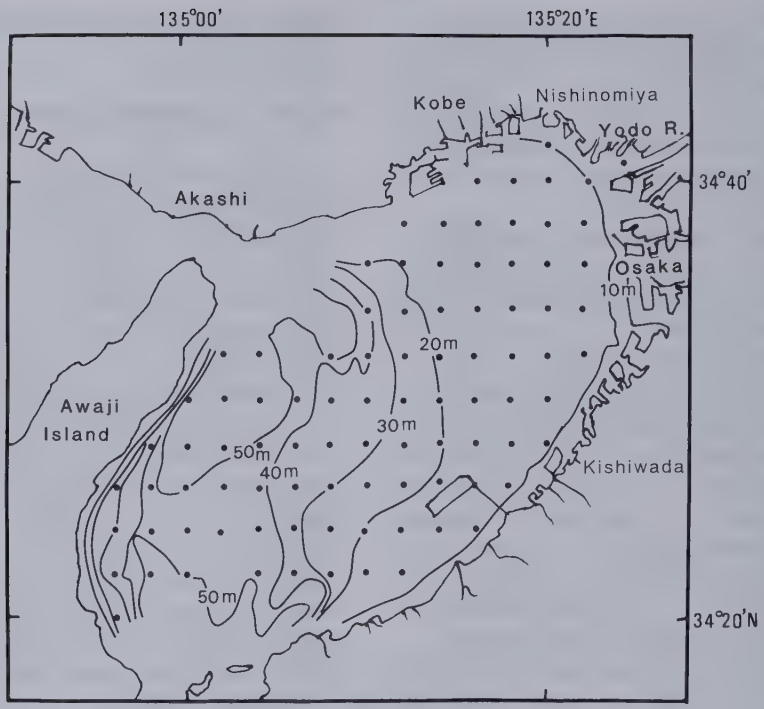


Fig. 5–6. Sampling stations in Osaka Bay (Sept., 1993).

結保存後，凍結乾燥し，メノウ乳鉢で粉砕し網目 500 μm の篩で礫や砂粒子などの大型粒子を除いたものを試料とした。得られた底泥試料を用い形態別リン組成，全リン（Total–P），有機態炭素（Org–C），全窒素（Total–N）の分析を行った。溶存リン酸濃度，形態別リン組成，Org–C，ならびに Total–N の分析は第Ⅱ章と同様の方法を用いて行った。

結果と考察

Fig. 5–8 に大阪湾表層泥の CDB–P 濃度，Total–P に対する CDB–P の割合（%），および底泥直上水の DO の分布を示した。CDB–P の濃度（Fig. 5–8 上）は淀川河口で最も高く，河口周辺では急激な濃度の低下が見られる。最高濃度を示した淀川河口では CDB–P 濃度は 25 μmol/g に達し，Total–P に対する割合も 72% を占め，Total–P の大部分が CDB–P である（Fig. 5–8 中央）。淀川河口の CDB–P 濃度（25 μmol/g）は，前節の広島湾の太田川河口の 8.2 μmol/g，播磨灘の兵庫県沿岸の市川河口の 8.9 μmol/g（駒井 1988）に比較すると著しく高い値であるが，淀川と同様に広い流域面積を持つ利根川，信濃川の増水時の懸濁土壌物質の CDB–P 濃度は 30～40 μmol/g の高濃度であり（Fig. 4–6），広い平野部を流域に持つ大河川から負荷される懸濁物に共通した特徴であると考えられる。また，淀川河口から大阪湾湾奥部にかけての CDB–P 濃度の低下は著しく，特に淀川河口からわずか約 10 km の西宮沿岸では CDB–P 濃度は 4 μmol/g 程度まで低下し，淀川河口の1/6以下となっている。また，Total–P に対する CDB–P の割合も湾奥部から沖合にかけて急激に低下している。底泥直上水の DO 分布は大阪湾湾奥部で低く，著しい CDB–P 濃度の低下が認められる西宮沖は，最も貧酸素化が進行している水域である（Fig. 5–8 下）。従って，これらの観測結果は，河川起

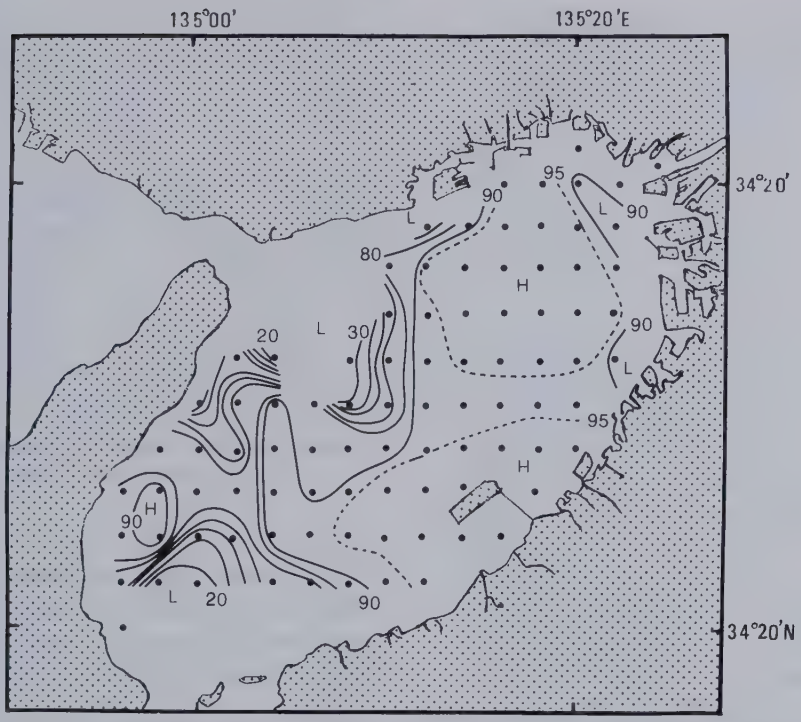


Fig. 5–7. Distribution of mud content (%) in the surface sediments in Osaka Bay (Sept., 1993).

源の CDB–P が西宮沿岸を中心に広がる強い貧酸素水域で急速に溶出していることを示しているものと考えられる。また，岸和田沿岸の定点においても DO の低下と対応した CDB–P 濃度の低下（4 μmol/g 以下）が認められる。

前節の1992年7月の広島湾の調査においても太田川河口から沖合への CDB–P の低下が観測されているが（Fig. 5–2），大阪湾のような急激な濃度の低下はなく，DO 濃度の違いを反映しているものと考えられる。CDB–P 濃度の低下は，DO 濃度の増加する湾中央部から沖合では緩やかとなり，底質が泥質から砂質へと大きく変化する含泥率が90～70％の範囲を境界として含泥率が90％以上の泥質域では 4 μmol/g 以上であるが，含泥率が70％以下の南部友ケ島水道周辺や，北西部明石海峡付近では 4 μmol/g 以下となっており，含泥率の分布パターン（Fig. 5–7）とほぼ一致している。エリー湖においても，CDB–P 濃度はシルトや粘土など微細な粒子の蓄積域で高い傾向があり（Williams *et al.* 1976a），沖合域での河川起源の CDB–P の減少とともに，底泥の比表面積の低下によって，吸着態リン酸量が低下することがこの原因であると考えられる。

以上のような貧酸素期の表層泥の CDB–P 濃度および Total–P に対する CDB–P 濃度の割合の低下は，大阪湾において底泥中の無機態リンからの活発なリン酸の溶出が進行していることを示している。Fig. 5–9 に底泥直上水の AOU（Apparent Oxygen Utilization）とリン酸濃度の分布を示した。AOU は飽和酸素量から実測された溶存酸素量を減じたものである。植物プランクトン起源の有機物の好気的分解過程では，約 3 ml の AOU に対してリン酸濃度 1 μmol/l の割合で増加するとされているが（Sugiura and Yoshimura 1964），大阪湾底泥直上水ではこれに無機態リンの還元状態での溶出が加わり，より勾配が増加する（城 1986）。本

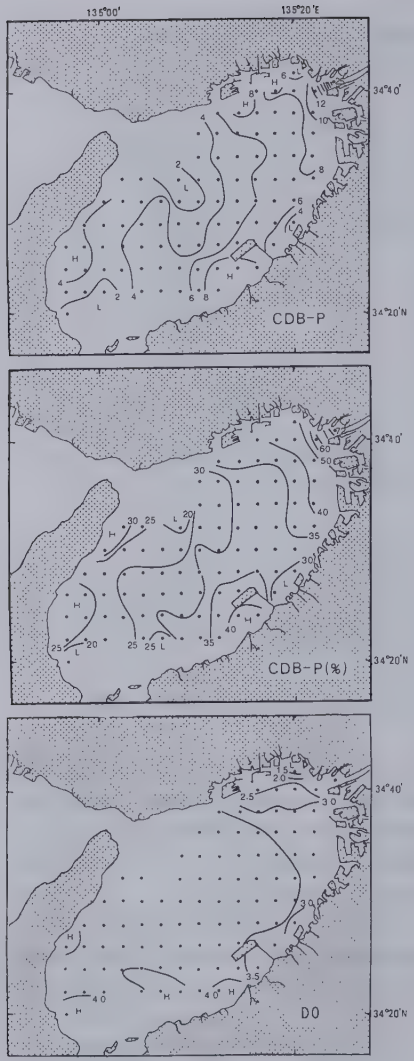


Fig. 5–8. Distribution of CDB–P (μmol/g), ratio of CDB–P to Total–P (%) in the surface sediments and the DO (ml/l) content in the bottom water of Osaka Bay (Sept., 1993).

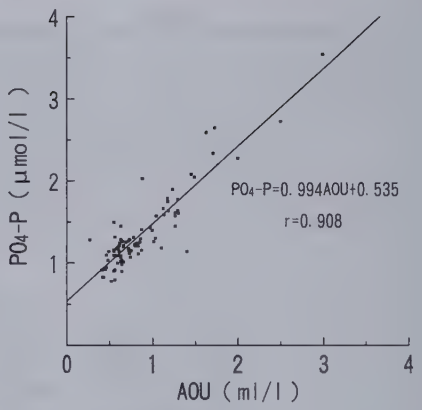


Fig. 5–9. Relationship between AOU and PO_4–P in the bottom water in Osaka Bay (Sept., 1993).

調査時にはこの勾配（直線の傾き）は約1となり，有機物の好気的分解によらないリン酸の溶出の割合が大きいことを示している。大阪湾の貧酸素水域は，明石海峡と友ケ島水道からの流れによって形成される循環流に影響された停滞性水域にあたり（上嶋他 1991），淀川から供給される大量の CDB–P は，この海域の強い貧酸素環境下で急速に溶出しているものと考えられる。

Fig. 5–10 に大阪湾表層泥の NaOH–P と HCl–P の分布を示した。NaOH–P の分布は CDB–P と同様に淀川河口域付近で高いが，最高濃度を示した淀川河口においてもその濃度は 3.9 μmol/g で，CDB–P に比較して著しく低い。また，広島湾奥部と同様に，河口から沖合にかけての濃度の低下も緩やかであり，沖合域では含泥率（Fig. 5–7）との分布パターンの一致が見られ，泥質域で濃度が高い。

一方，HCl–P 濃度は大阪湾東部沿岸域と明石海峡付近で低く，神戸沿岸で高い濃度となっているが，他のリン成分に比較して，濃度分布の変化は少なく，広島湾の場合とは異なり，含泥率との対応も明らかではない。しかし，詳しく検討すると底質が泥質から砂質へ移行する境界域で濃度が高い傾向が認められ，含泥率が80％以上の範囲では含泥率の低下とともに濃度が増加するが，含泥率が80％以下の範囲では，HCl–P 濃度は再び低下する（Fig. 5–11）。これは，広島湾の場合と同様に，HCl–P は細粒砂質域で高濃度となる（Williams *et al.* 1976a）が，

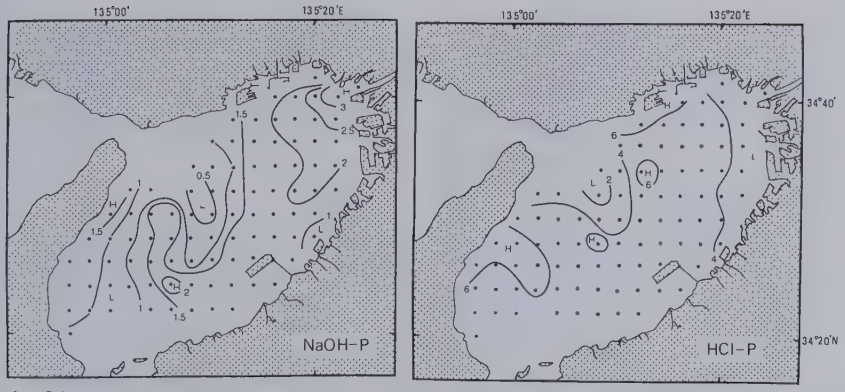


Fig. 5-10. Distribution of NaOH-P and HCl-P (unit; μmol/g) in the surface sediments in Osaka Bay (Sept., 1993).

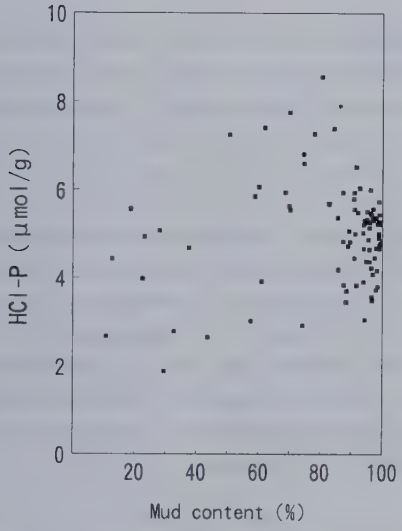


Fig. 5-11. Relationship between mud content and HCl-P in the surface sediments in Osaka Bay (Sept., 1993).

含泥率が80%からさらに低下し，細粒砂から粗粒砂へと粒径が増大するにつれて，再び濃度が低下することを示しているものと思われる。また，含泥率が80%以下の砂泥質の定点ではHCl-P 濃度の変動は非常に大きくなる。大阪湾に流入する鉱物粒子の起源は，広く近畿中北部の地質の影響をうけた淀川からの負荷や，花崗岩質の六甲山地の影響など，広島湾に比較して多様であると考えられ，また，明石海峡部では播磨灘からの鉱物粒子の輸送も考慮する必要がある。従って，このような鉱物粒子の起源の多様性が砂泥域の HCl-P 濃度の分布に影響を及ぼしているものと推定される。

次に，大阪湾表層泥の Org-P と C:N 比の分布を Fig. 5-12 に示した。Org-P の分布は，沿岸部よりやや沖合の含泥率の高い水域で高濃度で，含泥率（Fig. 5-7）の分布と類似した分布を示している。C:N 比の分布は，広島湾の太田川河口域の場合と同様に（Fig. 5-4），湾奥部淀川河口域で最も高く，沿岸域から沖合湾口部にかけて次第に低下しており，淀川河口域周辺の表層泥の有機物組成が，C:N 比が高く，Org-P 濃度の低い陸上起源の難分解性有機物を高い割合で含むことを示している。一方，沖合では水深 20 m～30 m を境界として，その内側に Org-P 濃度の高い水域が分布している。これは，この付近に発達する潮汐フロントの内側では，外側に比較してリン濃度の高い有機沈降粒子の割合が高い（Montani *et al.* 1991）ことが原因となっているものと考えられる。

以上のように，大阪湾表層泥の各リン成分のうち，湾奥部貧酸素水域で急激な濃度の減少が認められるリン成分は CDB-P のみであった。井澤・清木（1983）は，広島湾の底泥を用い嫌気的実験条件下での底泥からのリン酸の溶出源が CDB-P であることを示したが，本節で示した大阪湾表層泥の形態別リン組成は，貧酸素河口域におけるリン酸塩の溶出源が主に河川起

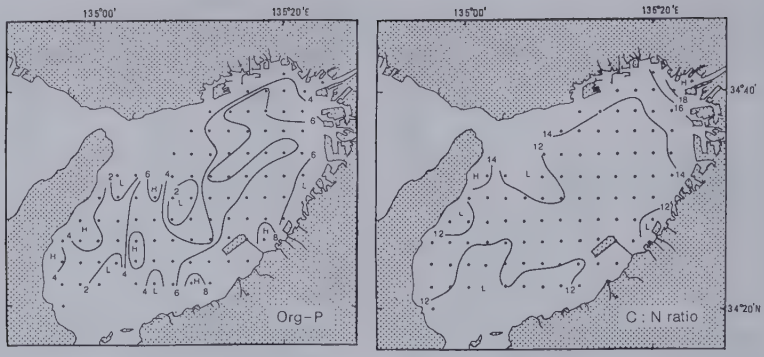


Fig. 5-12. Distribution of Org-P (μmol/g) and C : N atomic ratio in the surface sediments in Osaka Bay (Sept., 1993).

源の CDB-P であることを裏付ける調査結果であると言えよう。このように，淀川から負荷される土壌物質に含まれる高濃度の CDB-P は，大阪湾湾奥部の西宮沖から東部沿岸に広がる強い貧酸素水域で急速に溶出し，夏季のリン循環に重要な役割を果たしているものと考えられる。

第3節 別府湾表層泥の形態別リン組成

別府湾（Fig. 5-13）は面積 475 km^2，平均水深 36.1 m で湾口部は速吸瀬戸を通って豊後水道から入る外洋水の影響によって外洋性が強い（村上 1976）が，湾奥部は，閉鎖性循環流により停滞性が強く（上嶋 1991），湾奥南部の水深 60 m～70 m の擂り鉢状の深部では，初夏から冬にかけて強固な水温躍層によって底層部に無酸素水塊が形成される。湾口の南岸沿いには大野川（流域面積 1,381 km^2），大分川（流域面積 601 km^2）の一級河川があり，湾の南側から別府湾へ流入する河川水の大部分が流入している。

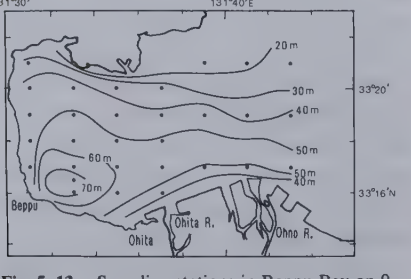


Fig. 5-13. Sampling stations in Beppu Bay on 9-11 Sept., 1992.

大阪湾や広島湾では，貧酸素域は高水温期に河口部周辺に形成されるが，別府湾ではその地形的特徴から，貧酸素域の分布は湾奥最深部に限られ，湾奥部をのぞけば貧酸素化の進行は大阪湾に比較して軽微（湯浅他 1991）である。本節では，長期間にわたる無酸素水塊が河口から離れた最深部で形成される点で，広島湾，大阪湾とは異なった特徴を持つ別府湾底泥の形態別リン組成を，貧酸素化の最も顕著な9月初旬の調査によって明らかにしようとした。

試料と方法

調査は1992年9月9日～11日にFig. 5-13に示す別府湾の30定点において南西海区水産研究所調査船「しらふじ丸」によって行った。各定点ではKK式コアサンプラーを用い表層泥（0～1cm）の採取を行った。底泥試料の含泥率（粒径64 μm以下の粒子の重量比）は平均96%で，95%以上の定点が大部分を占めている（Fig. 5-14）。採泥時にはコア試料から底泥直上水をサイホンで採取し，溶存酸素濃度（DO），塩分，および溶存リン酸濃度を分析した。

採取した底泥は凍結保存後，凍結乾燥し，メ

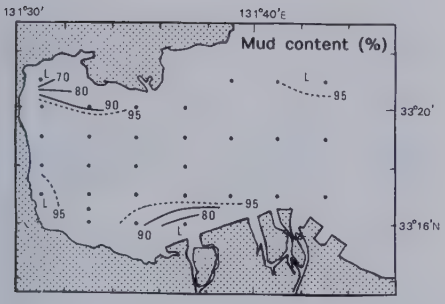


Fig. 5–14. Distribution of mud content (%) in the surface sediments in Beppu Bay on 9–11 Sept., 1992.

ノウ乳鉢で粉砕したものを試料とした。得られた底泥試料を用い形態別リン組成，全リン (Total-P)，有機態炭素 (Org-C)，全窒素 (Total-N) の分析を行った。溶存リン酸濃度，形態別リン組成，Org-C，ならびにTotal-Nの分析は第Ⅱ章と同様の方法を用いて行った。

結果と考察

Fig. 5–15 に別府湾表層泥の Total-P と CDB-P の分布を示す。Total-P 濃度は，13～32 μmol/g の濃度範囲で，西部沿岸を除く湾奥部と，湾口北部で低く (18 μmol/g 以下)，大野川河口域から北部にかけて高濃度で，特に大野川河口東部では 32.0 μmol/g の最高濃度を示した。別府湾のモデル拡散実験の結果によれば，河川水は河口から反時計回りの循環流によって国東半島に向けて北上することが知られており (上嶋 1991)，河川起源の懸濁物は河口から北側へこの流れによって輸送されるものと思われる。CDB-P は沿岸部で高い傾向があるが，特に大野川河口で最高濃度 (11.3 μmol/g) を示した。これは，大阪湾の淀川河口に次ぐ濃度である。大野川は別府湾に流入する最大の一級河川であり，その年平均流量 (61.5 m^3/sec) は大分川 (30.7 m^3/sec) の約 2 倍である (建設省河川局 1993)。従って，大野川河口では，河川から負荷された土壌物質起源の CDB-P の影響を最も強く受けているものと考えられる。

CDB-P 濃度は大野川河口から湾奥の最深部にかけて急激に濃度が減少し，3 μmol/g 以下の低濃度域は水深60m以上の最深部とほぼ一致している。Fig. 5–16 に表層泥の Org-C と Total-N の原子比 (C:N 比) の分布を示す。C:N 比は CDB-P 濃度の高い大分川および大野川河口で高く，16以上の値を示している。また，河口沖における C:N 比の減少傾向は CDB-P の河口沖における減少傾向と類似しており，CDB-P 濃度の高い河口付近の表層泥が C:N 比の高い陸上起源の有機物質の影響を強く受けていることがわかる。

別府湾奥最深部には貧酸素水塊が分布しており，調査時にはほぼ無酸素状態となっている。同時に底層水中の溶存リン酸濃度も溶存酸素濃度と対応して無酸素水域で高濃度 (3 μmol/l 以上) を示している (Fig. 5–17)。これらは，Fig. 5–15 に見られる湾奥最深部の CDB-P 濃

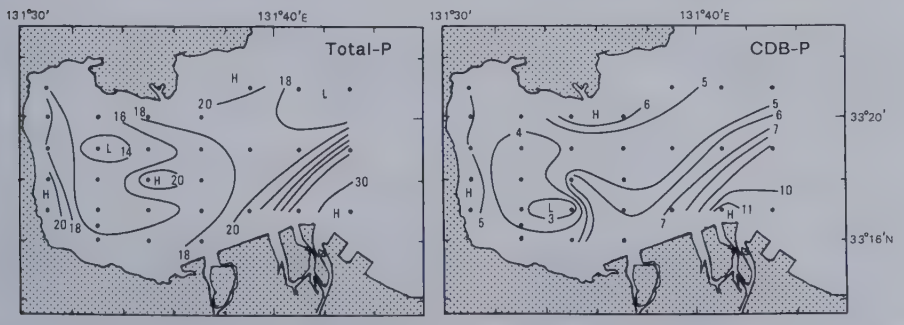


Fig. 5–15. Distribution of Total-P and CDB-P in the surface sediments in Beppu Bay on 9–11 Sept., 1992 (unit; μmol/g).

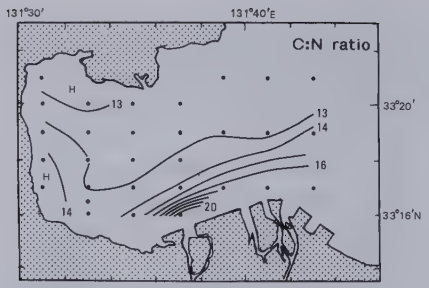


Fig. 5–16. Distribution of C : N atomic ratio in the surface sediments in Beppu Bay on 9–11 Sept., 1992.

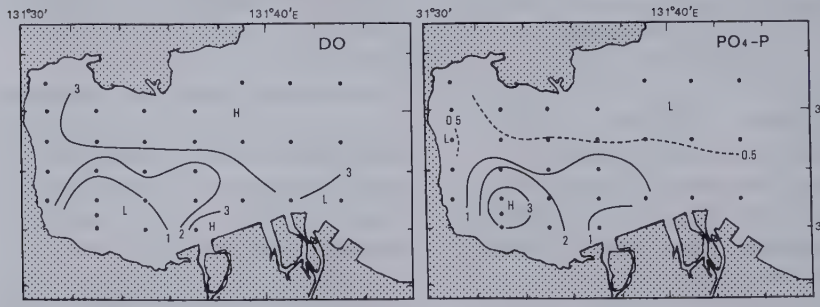


Fig. 5–17. Distribution of DO (ml/l) and phosphate (μmol/l) in the bottom water in Beppu Bay on 9–11 Sept., 1992.

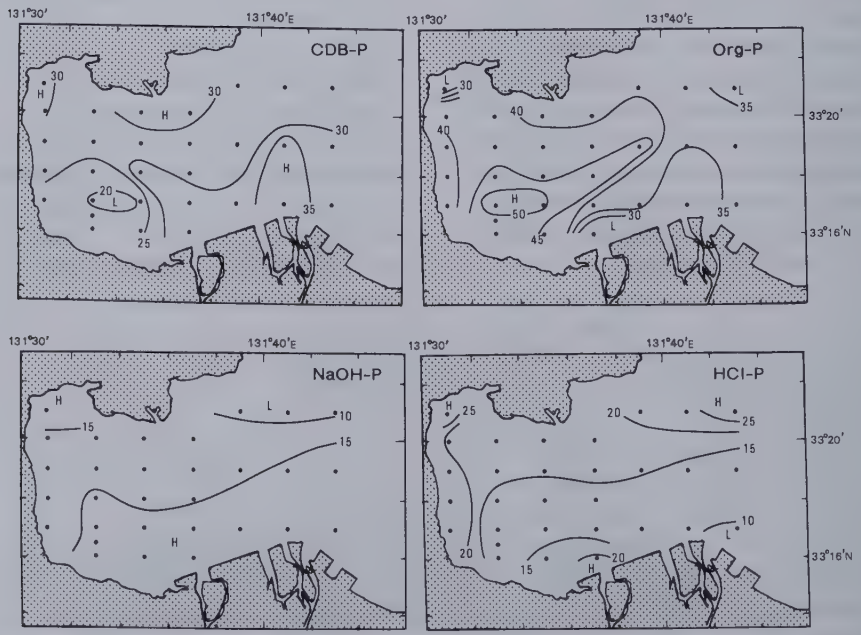


Fig. 5–18. Percentage distributions of CDB–P, Org–P, NaOH–P and HCl–P in the surface sediments in Beppu Bay on 9–11 Sept., 1992.

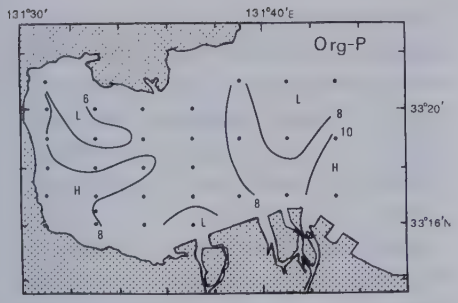


Fig. 5–19. Distribution of Org–P in the surface sediments in Beppu Bay on 9–11 Sept., 1992. (unit; μmol/g).

度の低下が還元環境下での CDB–P の溶出によることを示している。実際に，Total–P に対する割合で見ると（Fig. 5–18），CDB–P では最深部無酸素域で最低（20％以下）となっているのに対し，Org–P では湾中央部，特に貧酸素域で高い割合を示しており，無酸素域では50％以上となっている。貧酸素域の Org–P 濃度自体は周辺域に比較して特に高い値ではなく（Fig. 5–19），Org–P の貧酸素域での高い割合は，CDB–P の溶出の結果，相対的に Org–P の割合が上昇したことによるものであろう。

しかしながら，無酸素の環境が長期間にわたって継続する別府湾奥最深部においても，表層泥の CDB–P 濃度は 3 μmol/g 前後の値を保っている。この原因としては，無酸素環境下においても底泥中の粘土鉱物粒子や炭酸カルシウム粒子は，水和鉄酸化物に比較して吸着能は低いがリン酸を吸着することや（Krom and Berner 1980），底泥から底層水に溶出し上方に拡散したリン酸が，無酸素層の境界で同時に溶出する鉄の酸化によって再び粒子化し，表層泥に沈降することが原因であると思われる（Yamaoka *et al.* 1983）。

一方，NaOH–P，HCl–P の割合では NaOH–P で20％以下，HCl–P ではほぼ25％以下と CDB–P，Org–P に比較して低い。また，湾奥部無酸素水域においても，CDB–P とは異なり割合の低下は認められないことから，これらは貧酸素環境下でも CDB–P に比較して安定な成分であるものと考えられる。NaOH–P は河口沿岸域で高い割合を示し，広島湾や大阪湾と同様に河川負荷の影響が認められる。HCl–P の割合については湾口部と沿岸の含泥率の低い定点で高い割合（20％以上）を示しており，広島湾と同様の傾向を示したが，大野川河口では HCl–P の割合は10％以下と最も低く，これに対し大分川河口では20％以上となっており，大分川・大野川の両河川によって運ばれてくる陸起源粒子のリン組成に違いがあるものと予想される。

以上のように，CDB–P の濃度が河口域で高い濃度と割合を示すこと，HCl–P が含泥率の低い水域で高いことなど，別府湾における形態別リンの分布傾向は，各成分ともほぼ前々節および前節の広島湾，大阪湾と同様の傾向を示した。また，別府湾湾奥部の無酸素域は，形態別リン組成（CDB–P，Org–P の割合）から見て周辺海域と明瞭な違いが認められた。Yamada and Kayama（1987）は別府湾底泥の Org–P 分布が鉛直的にほとんど濃度変化がないことから，Org–P はリン酸の溶出源ではないと推定している。Seiki *et al.*（1991）によれば，広島湾における植物プランクトン起源の粒状有機物中の易分解性有機リンの大部分は40日以内に分解されると報告されており，広島湾より水深の深い別府湾沖合では，粒状有機物中のリンは沈降過程で，または沈降初期に分解され，無酸素環境下では CDB–P として表層泥中に蓄積されることなく，底泥中ではその後の Org–P の分解はほとんど進まないものと推察される。

さらに，広島湾の太田川河口域や大阪湾の淀川河口域と同様に，別府湾大野川河口域の底泥の高い CDB–P 濃度は，河川負荷 CDB–P の重要性を示すものである。前述のように全国の主要な河川において河川懸濁物による CDB–P の負荷量は Org–P に匹敵もしくはそれを上回ると推定され，沿岸域における貧酸素水塊の大規模な発生はリンの循環に大きな影響をおよぼすことが理解される。従って，河川懸濁物の負荷量や貧酸素水塊の発生状況の変化は，海域のリン濃度の変動と密接な関係があるものと考えられる。

第Ⅵ章 総 括

河川から海洋へのリン負荷は，流量増大時に集中し，その多くは懸濁成分の増加によって生じている。河川増水時の懸濁物の主体は陸上起源の土壌物質であり，陸上土壌物質中には，有機態リンとともに無機態リンが大きな割合で含まれる。しかし，河川増水時に海域に負荷される懸濁土壌物質の形態別リン組成に関しては，その重要性が指摘されているにも関わらず研究はほとんどない状況にあった。また，富栄養化した内湾域底泥からのリンの溶出過程に関しては，底層水の貧酸素化の進行にともなって溶存リン酸濃度の著しい増大が観測され，これが降雨後の栄養塩負荷とともに赤潮発生原因のひとつとして大きく取り上げられるようになり，底泥からのリン溶出源の究明が室内実験を中心に進められた。その結果，貧酸素環境下では有機態リンよりむしろ無機態リンがリン酸の溶出源であることが示された。しかしながら，この無機態リンの起源や内湾域への負荷過程については，無機態リンを大量に含む河川負荷土壌物質の特性の理解なしには不可能であり，その解明が待たれていた。

筆者は，以上のような背景から，河川増水時に海域に負荷される土壌物質の形態別リン組成とその負荷過程，ならびに，土壌物質中の無機態リンの海域における挙動の解明を目的として本研究を遂行した。得られた成果の概要は以下のとおりである。

1． 広島湾に流入する太田川から増水時に河口域に負荷される懸濁土壌物質と河口域表層泥の形態別リン組成と吸着態リン酸の溶脱特性について予備的な検討を行い，リン酸を含まない海水（黒潮表層水）で土壌物質から吸着態のリン酸を繰り返し洗い出し，海水中で溶脱するリン酸の総量（吸着態リン酸量：Ads-P）を求める方法を開発した。

太田川増水時に河口域に負荷される懸濁土壌物質からの吸着態リン酸の溶脱量は塩分の増加とともに増加する。従って，負荷された土壌物質が河川淡水中から高塩分，低リン酸濃度の河口域に輸送された場合には，吸着態リン酸の溶脱が進行するものと考えられる。増水時の太田川懸濁物では Citrate-Dithionite-Bicarbonate 抽出リン（CDB-P）が無機態リンの大部分を占め，その50％以上が Ads-P である。CDB-P は懸濁物の濃度が河口底泥に比較して高く，このうち Ads-P 濃度の低下が著しい。これらの結果から，底泥の CDB-P の負荷源が増水時に流入する土壌物質を主成分とする河川懸濁物であることと，負荷された懸濁物の吸着態リン酸が底泥に沈降する過程で溶脱することが推察された。

2． 大潮時に潮汐による底泥の巻き上がりによって高濁度域の形成される有明海筑後川感潮河口域における現場調査と室内実験をもとに，土壌物質のリン酸の吸着・溶脱作用が河口・干潟域のリン循環におよぼす影響を考察した。その結果，筑後川河口域におけるリン酸濃度と塩分の関係から，土壌物質による溶存リン酸濃度の緩衝作用が，実際に河口低塩分域におけるリン酸濃度の変動に影響を及ぼしていることが示唆された。筑後川河口域の土壌物質によるリン酸吸着量の最大値と溶脱量の最小値を示す塩分は塩分1.7～3.4の範囲に存在し，塩分の増加とともに土壌物質のリン酸の吸着能は低下した。また，pHの上昇とともにリン酸の吸着量は減少し，溶脱量は増加した。低塩分における室内実験から求めた平衡リン酸濃度は，ほぼ河口高濁度域における安定したリン酸濃度（2～3 μmol/l）と一致したが，海水中では平衡リン酸濃度は 5 μmol/l を超えた。従って筑後川河口域の土壌物質が高塩分域に輸送された場合には土壌物質からのリン酸の溶脱が進行するものと考えられた。

以上を要約すると，河川から供給された溶存リン酸は河口感潮域上流で土壌凝集体に吸着され沈降する。この土壌物質は大潮時には潮汐によって巻き上がり，沈降・再浮上を繰り返しながら感潮河川部から干潟域を移動する。この過程で土壌物質は吸着平衡作用により河口低塩分域の溶存リン酸濃度変化を緩衝する働きを行う。河口高塩分域では，土壌物質からの吸着態リン酸の溶脱が進行する。

3．広島湾とその湾奥部に流入する太田川をモデルとして，土壌物質の河川からの流入過程の実態を解明し，さらに，日本の主要数河川から増水時に採取した懸濁土壌物質の形態別リン組成を明らかにすることによってリン負荷源としての土壌物質による無機態リン負荷の重要性を検証した。

太田川増水時に海域に負荷される懸濁土壌物質の発生源は，河道内に堆積した土壌物質の流出より，陸上表土の降雨浸食による河川への直接の流出の割合が高いものと推定され，土壌物質負荷の大部分は年間数日間の集中豪雨時に集中的に負荷される。太田川増水時の高濁度土壌物質中の CDB-P の負荷量は，広島湾への排水負荷原単位計算によるリン流入負荷量の68%に達し，そのうち吸着態リン酸は，平均して CDB-P の50% 以上を占める。負荷された CDB-P は，塩分の高い河口域における吸着態リン酸の溶脱の結果，CDB-P のうち好気的条件下で溶脱しにくい画分（Reductant soluble phosphate: Red-P）が底泥に沈降する。全国の主要な河川において増水時河川懸濁物中の CDB-P は Total-P の25～56% を占める主要な成分となっており，その負荷量は懸濁態有機リンに匹敵，もしくはそれを上回るものと推定された。

4．瀬戸内海の代表的な赤潮多発内湾域である広島湾，大阪湾，別府湾の表層泥中の形態別リン組成とその分布から，現場環境中での河川から沿岸域底泥に至る土壌無機態リンの負荷，循環過程を検討した。

梅雨増水期の広島湾では河川から負荷された懸濁物の CDB-P は，海域に堆積する過程で，まず大部分の Ads-P が塩分変化にともなって溶脱し，残った Red-P が底泥に蓄積するが，貧酸素水塊の形成されやすい河口域から湾内に拡散する過程で溶出し，濃度が低下する。一方，溶存酸素濃度の高い沖合では，溶存リン酸の底泥から底層水への負荷は，一次生産起源の有機態リン（Org-P）の分解にともなう溶出が中心で，溶出した高濃度の間隙水中のリン酸は表層泥に吸着・蓄積する。

夏季の大阪湾河口貧酸素水域で急激な濃度の減少が認められるのは CDB-P のみであり，貧酸素河口域におけるリン酸塩の溶出源が主に河川起源の CDB-P であることが明らかになった。別府湾深部無酸素環境下では CDB-P 濃度の低下が還元環境下での CDB-P の溶出によるものと考えられ，沈降粒子中の易分解性有機リンは沈降過程で，または沈降初期に分解され，底泥中ではその後の Org-P の分解はほとんど進まないものと推察された。

一般に，1N-NaOH で抽出される Al 結合型リンは，CDB-P と同様に河川負荷の影響を受け河口域で高く，沖合では含泥率の低下にともない次第に濃度が低下するが，CDB-P の場合とは異なり，貧酸素環境下でも顕著な濃度低下は認められなかった。従って，これらは貧酸素環境下でも CDB-P に比較して安定な成分であるものと考えられる。また，1N-HCl で抽出されるアパタイト型リンは細粒砂質域で高濃度となる傾向が認められた。

このように，貧酸素水塊の発達する富栄養化した内湾河口域では，河川増水時の懸濁土壌物質起源の CDB-P の負荷が溶存リン酸の供給源として重要であると考えられる。Fig. 6-1 に富栄養化によって河口域が貧酸素となる内湾域における，河川負荷懸濁土壌物質および海域底泥から水中への溶存リン酸の供給過程を模式的に示した。

河川から負荷された土壌物質中の CDB-P は，海域に堆積する過程で塩分，pH の増加により Ads-P が溶脱した後，河口域に堆積するが，河口域の貧酸素環境下で溶出する。一方，比較的溶存酸素濃度の高い沖合では溶存リン酸の底泥から底層水への負荷は，海域における1次生産起源の Org-P の分解にともなう溶出が中心で，溶出したリン酸は間隙水から表層泥に吸着・蓄積する。これに対し，筑後川河口域のような干潟や，アシ原の発達する自然海岸の残った好気的な河口域では，河川から負荷される土壌物質は，リンの貯留機能と Ads-P の吸着・平衡作用による溶存リン酸の濃度調節機能により，河口域の生物生産に重要な役割をはたしているものと考えられる。このようにして河口域における干潟や湿地（アシ原）では，河川

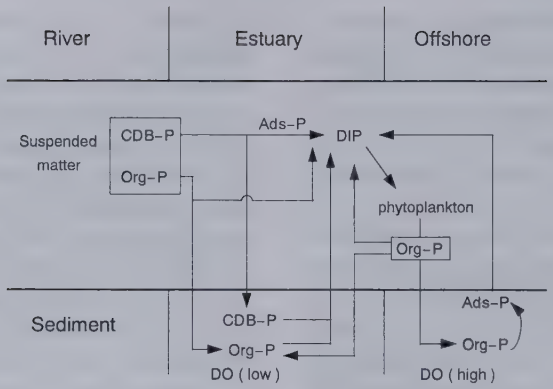


Fig. 6-1. The loading processes of dissolved phosphate (DIP) in a eutrophic estuary from riverine suspended matter and from the sediments.

から負荷された懸濁物が長期間滞留することによって土壌物質中の CDB-P が直接海域に運ばれることが阻げられ，盛んな生物生産が行われている。干潟や湿原は，河川と海域の間にある，いわば陸上からの汚濁物質のフィルターとしての重要な役割を果たしてきたわけである。干潟や湿原の破壊は河川からの負荷を直接に海域にもたらす結果となる。

以上の結果から，沿岸域の栄養塩環境，特にリン環境は土壌物質による負荷を通じて陸上環境の変化と密接な関係にあることが明らかとなった。栄養塩負荷源としての都市排水や工場排水を規制することは当然のことであるが，それ以上に土壌物質の沿岸域への負荷についても適切な管理を行っていく配慮が必要である。また，海域への土壌負荷による栄養塩環境への影響の問題は，降雨に伴うもの以外に埋め立てや，浚渫泥の投棄に伴うものについても検討される必要がある。

河川由来のリンのうち，植物プランクトン生産に直接影響を与える溶存リン酸の負荷とは異なり，CDB-P は底泥に蓄積する過程で一部（Ads-P）は高塩分環境下で溶脱し，一部（Red-P）は一旦堆積した後，貧酸素水塊の形成にともなって溶出することにより，植物プランクトン生産に間接的に利用される。特に，河川流量が梅雨期に比較して低く，栄養塩の河川負荷の少ない夏季から初秋に貧酸素水塊の発達する大阪湾，広島湾等の河口域では近年も赤潮が頻発しており，この原因のひとつとして貧酸素化にともなう底泥からのリン酸の溶出が考えられる。従って，貧酸素水塊の発達する河口域では，河川から負荷される土壌物質によるリン負荷，特に CDB-P 負荷が溶存リン酸の負荷以上に重要であると言えよう。

最も基本的な富栄養化対策は陸上からの流入負荷を少なくすることであろう。このためには，土壌流出によるリン負荷を防ぐことが不可欠であり，平水時の水質規制みならず増水時の土壌負荷対策を講じる必要がある。しかし，水域の富栄養化の問題の最終的解決を目指すためには，単に，規制の強化のみでは問題の本質的解決に結びつくものではなく，負荷物質を生態系の中で再循環させ，再利用し，水域の富栄養化に結びつかないよう管理していかなければならないであろう。従って，河川から負荷される土壌物質中のリンに関する研究が今後さらに進み，土壌物質中のリンの存在形態に応じて効率的に設計された懸濁態リンの捕集システム（土壌沈降池，人工干潟および土壌リンの濃縮装置等）が開発され，捕集されたリンの再利用が可能になれば，土壌物質の人類による積極的管理手法の発展につながっていくことが期待される。

摘　　要

河川増水時に海域に負荷される懸濁土壌物質の形態別リン組成に関しては，その重要性が指摘されているにも関わらず研究はほとんどない状況にあった。また，富栄養化した内湾域底泥からのリンの溶出源の究明が室内実験を中心に進められた結果，貧酸素環境下では底泥中の有機態リン（Org-P）よりむしろ無機態リンが溶出源であることが示された。しかしながら，この無機態リンの起源や内湾域への負荷過程については，無機態リンを大量に含む河川負荷土壌物質の特性の理解なしには不可能であり，その解明が待たれていた。

本研究では，河川増水時に海域に負荷される土壌物質の形態別リン組成とその負荷過程，ならびに，土壌物質中の無機態リンの海域における挙動の解明を目的とした。得られた成果の概要は以下のとおりである。

海水で土壌物質から吸着態のリン酸を繰り返し洗い出し，溶脱するリン酸の総量（吸着態リン酸量：Ads-P）を求める方法を開発した。増水時に河口域に負荷される懸濁土壌物質からの吸着態リン酸の溶脱量は塩分の増加とともに増加する。土壌物質は吸着平衡作用により河口低塩分域の溶存リン酸濃度変化を緩衝する働きを行い，河口高塩分域では，土壌物質からの吸着態リン酸の溶脱が進行する。

広島湾とその湾奥部に流入する太田川をモデルとして，土壌物質の河川からの流入過程の実態を調査した結果，太田川増水時に海域に負荷される懸濁土壌物質の発生源は，河道内に堆積した土壌物質の流出より，陸上表土の降雨浸食による河川への直接の流出の割合が高いものと推定された。また，土壌物質負荷の大部分は年間数日間の集中豪雨時に負荷され，太田川増水時の高濁度土壌物質による Citrate-Dithionite-Bicarbonate 抽出リン（CDB-P: Ads-P および鉄結合型リン）の負荷量は，広島湾への排水負荷原単位計算によるリン流入負荷量の68％に達し，そのうち Ads-P は，平均して CDB-P の50％以上を占める。一方，全国の主要な河川において増水時河川懸濁物中の CDB-P は全リン（Total-P）の25～56％を占める主要な成分となっており，その負荷量は懸濁態有機リンに匹敵，もしくはそれを上回るものと推定された。

梅雨増水期の広島湾では河川から負荷された懸濁物の CDB-P は，海域に堆積する過程で，まず大部分の Ads-P が塩分変化にともなって溶脱し，CDB-P のうち好気的条件下で溶脱しにくい画分（Reductant soluble phasphate: Red-P）が底泥に蓄積するが，Red-P は貧酸素水塊の形成されやすい河口域から湾内に拡散する過程で溶出し，濃度が低下する。一方，溶存酸素濃度の高い沖合では，溶存リン酸の底泥から底層水への負荷は，一次生産起源の Org-P の分解にともなう溶出が中心で，溶出した高濃度の間隙水中のリン酸は表層泥に吸着・蓄積する。

夏季の大阪湾河口貧酸素水域で急激な濃度の減少が認められるのは CDB-P のみであり，貧酸素河口域におけるリン酸塩の溶出源が主に河川起源の CDB-P であることが明らかになった。別府湾深部無酸素環境下では，表層泥中の CDB-P 濃度の低下が還元環境下での CDB-P の溶出によるものと考えられ，沈降粒子中の易分解性有機リンは沈降過程で，または沈降初期に分解され，底泥中ではその後の Org-P の分解はほとんど進まないものと推察された。

NaOH-P（Al 結合型リン）は，CDB-P と同様に河川負荷の影響を受け河口域で高く，沖合では含泥率の低下にともない次第に濃度が低下するが，CDB-P の場合とは異なり，貧酸素環境下でも顕著な濃度低下は認められなかった。従って，これらは貧酸素環境下でも CDB-P に比較して安定な成分であるものと考えられる。また，1N-HCl で抽出されるアパタイト型リンは細粒砂質域で高濃度となる傾向が認められた。

謝　　辞

本稿をまとめるにあたり，懇篤なるご指導と

ご鞭撻を賜りました，京都大学農学部石田祐三郎教授，田中 克教授，前南西海区水産研究所赤潮環境部長代田昭彦博士（現社団法人マリノフォーラム21），ならびに現南西海区水産研究所赤潮環境部長本城凡夫博士に，深く感謝の意を表すと共に，本論文についてご助言とご校閲の労を賜った京都大学熱帯農学専攻中原紘之教授に深厚な謝意を表します。

本研究に対し，多くのご協力と有益なご意見を戴いた国際農林水産業研究センター水産部長福所邦彦博士，早瀬茂雄博士，前西海区水産研究所漁場保全研究室長（現海洋科学技術センター）宇野史郎博士，南西海区水産研究所赤潮環境部漁場保全研究室長玉井恭一博士，赤潮生物研究室長山口峰生博士ならびに京都大学熱帯農学専攻今井一郎助教授に深謝します。

また，信濃川，利根川，吉野川における試料の採集に多大な労力を費やして戴いた日本海区水産研究所木暮陽一氏，水産工学研究所足立久美子氏，日向野純也氏，ならびに徳島県水産研究所鳴門分場の皆様に心からお礼申し上げます。

さらに，試料の採集にあたって海上作業にご協力戴いた南西海区水産研究所神山孝史博士，板岡 睦氏ならびに調査船「しらふじ丸」の土谷貞征船長をはじめとする乗組員の皆様，および調査船「せと」の後藤幹夫技官に厚くお礼申しあげます。本研究の遂行に献身的なご協力を戴いた枡上命子氏に，記して感謝の意を表します。

なお，本研究の一部は水産庁の水産業振興事業委託費による「栄養塩類構成比変化影響調査」の一環として行われた。

文 献

Andersen J. M., 1976: An ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. *Water Res.*, 10, 329–331.

Bale, A. J. and A. W. Morris, 1981: Laboratory simulation of chemical processes induced by estuarine mixing: The behaviour of iron and phosphate in estuaries. *Estu. Coast. Shelf Sci.*, 13, 1–10.

Bell, P. R. F., 1991: Status of eutrophication in the Great Barrier Reef lagoon. *Mar. Poll. Bull.*, 23, 89–93.

Butler, E. I. and S. Tibbitts, 1972: Chemical survey of the Tamar Estuary I. Properties of waters. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.*, 52, 681–699.

Carritt, D. E. and S. Goodgal, 1954: Sorption reactions and ecological implications. *Deep-Sea Res.*, 1, 224–243.

Chang, S. C. and M. L. Jackson (1957) Fractionation of soil phosphorus. *Soil Sci.*, 84, 133–144.

Chase, E. M. and F. L. Sayles, 1980: Phosphorus in suspended sediments of the Amazon River. *Estu. Coast. Shelf Sci.*, 11, 383–391.

Crosby, S. A., E. I. Butler, D. R. Turner, M. Whitefield, D. R. Glasson and G. E. Millward, 1981: Phosphate adsorption onto iron oxyhydroxides at natural concentrations. *Environ. Technol. Letters*, 2, 371–378.

伊達悦二・星野 響，1982：広島湾の物質循環機構の解明に関する研究（第2報）—栄養塩類の季節変化について．広島県環境センター研究報告，(3), 72–81.

海老瀬潜一，1985：汚濁物質の降雨時流出特性と流出負荷量．水質汚濁研究，8(8), 409–504.

Edmond, J. M., A. Spivak, B. C. Grant, H. Minghui and C. Zexia, 1983: Chemical dynamics of the Changjiang estuary. In "Proc. Int. Symp. Sediment. Cont. Shelf", China Ocean Press, Beijing, 229–239.

Edzwald, J. K., D. C. Toensing and C-Y. Leung, 1976: Phosphate adsorption reactions with clay minerals. *Environ. Sci. Tehcnol.*, 10 (5), 485–490.

Fox, L. E., S. L. Sager and S. C. Wofsy, 1985: Factors controlling the concentrations of soluble phosphorus in the Mississippi estuary. *Limnol. Oceanogr.*, 30, 826–832.

Froelich. P. N., 1988: Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnol. Oceanogr.*, 33, 649–668.

橋本敏子・井澤博文・中富文雄，1990：太田川における降雨時の流出汚濁負荷量．全国公害研究誌，15(1), 17–23.

Hedges, J. I. and J. H. Stern, 1984: Carbon and nitrogen determination of carbonate-containing solids. *Limnol. Oceanogr.*, 29(3), 657–663.

広島地方気象台，1991：広島県気象月報．平成3年7月，24 pp.

広島県，1982：広島湾栄養塩収支挙動調査報告書．

広島県栄養塩収支検討委員会，120 pp.
広島統計情報事務所，1992：広島農林水産統計年報 平成2年～3年 水産編．中国四国農政局，225–279.
星加 章・塩沢孝之，1990：瀬戸内海における重金属元素および懸濁物の収支．中工試報告，(34)，77–87.
Hosomi, M., M. Okada and R. Sudo, 1982: Release of phosphorus from lake sediments. *Environmental International*, 7, 93–98.
飯塚昭二，1972：大村湾における *Gymnodinium* 65年型赤潮の発生機構．日プ学報，19(1)，22–33.
Inoue, T. and S. Ebise, 1991: Runoff characteristics of COD, BOD, C, N and P loadings from rivers to enclosed coastal seas. *Mar. Poll. Bull.*, 23, 11–14.
井澤博文・清木 徹，1982：海底泥における無機リンの形態別定量法の検討．広島県環境センター研究報告，(3)，19–25.
井澤博文・清木 徹，1983：海底泥中のリンの挙動に対するCDB（Citrate, Dithionite, Bicarbonate）抽出の評価．広島県環境センター研究報告，(5)，44–47.
Ishio, S. and K. Kondo, 1980: Study on the scarcity of red tide in the eutrophicated waters of Ariake Bay– I. Dissolution of phosphate ion from bottom mud by hydrogen sulfide. *Bull. Japan Soc. Sci. Fish.*, 48(8), 977–989.
板倉 茂・上野正樹・今井一郎，1993：広島湾における植物プランクトンの種交替現象．第9回日本微生物生態学会講演要旨集，p. 63.
城 久，1983：大阪湾底泥中に含まれるリンの存在形態と溶出分画．日水誌 49(3)，447–454.
城 久，1986：大阪湾における富栄養化の構造と富栄養化が漁業生産におよぼす影響について．大水試研報，(7)，1–174.
Kamiyama, T., 1994: The impact of grazing by microzooplankton in northern Hiroshima Bay, the Seto Island Sea, Japan. *Mar. Biol.* 119, 77–88.
Kawana, K. and T. Tanimoto, 1981: Temporal variation of resuspended matter for one tidal cycle in the Hiuchi-Nada area. *J. Oceanogr. Soc. Japan.* 37, 173–178.
建設省河川局，1984–1993：流量年表，昭和57年度版－平成3年度版．日本河川協会
木俣正夫・河合 章・石田祐三郎，1960：海底泥土の採集法．日水誌，26，1227–1230.
駒井幸雄，1988：播磨灘の底質中におけるリンの形態と分布．兵庫県立公害研究所報告，(20)，44–51.
Krom, M. D. and R. A. Berner, 1980: Adsorption of phosphate in anoxic marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, 25(5), 797–806.
Liss, P. S., 1976: Conservative and non-conservative behaviour of dissolved constituents during estuarine mixing. In "Estuarine Chemistry" (eds. by D. Burton and P. S. Liss), Academic Press, London, 93–130.
Lucotte, M. L. and B. F. d'Anglejan, 1985: A comparison of several methods for the determination of iron hydroxides and associated orthophosphates in estuarine particulate matter. *Chem. Geol.*, 48, 257–264.
Matsukawa, Y. and T. Suzuki, 1985: Box model analysis of hydrography and behaviour of nitrogen and phosphorus in eutrophic estuary. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 41, 407–426.
眞弓洋一，1991：地球環境と農林業 v. 異常気象に伴う土壌浸食の予測，（農林水産省農業環境技術研究所編），養賢堂，東京，87–102.
満田雅男，1968：有明海湾奥域の浮泥と干潟の消長について．筑後川調査報告付属資料，(2)，1–32，水産庁.
Montani A., Y. Mishima and T. Okaichi, 1991: Scavenging processes of marine particles in Osaka Bay. *Mar. Poll. Bull.*, 23, 107–111.
村上彰男，1976：地理．瀬戸内海の海域生態と漁場，（村上彰男編），フジ・テクノシステム，東京，3–13.
中田英昭・平野敏行，1989：瀬戸水域における底質の粒径分布．水産海洋研究，53(3)，231–241.
南條正巳，1989：土壌とリン酸イオンの化学的反応に関する研究．農環研報，(6)，19–73.
Nanzyo, M. and Y. Watanabe, 1981: Material balance associated with phosphate sorption by amorphous clays, silica-alumina gel and synthetic goethite. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 27, 329–337.
農林水産技術会議事務局，1991：土壌蓄積りんの再生循環利用技術の開発，研究成果シリーズ259，農林弘済会，東京，149 pp.
太田立男，1991：伊勢湾の赤潮予察．用水と廃水，33(6)，459–462.
Petersen, G. W. and R. B. Corey, 1966: A modified Chang and Jackson procedure for routine fractionation of inorganic soil phosphates. *Soil Sci. Amer. Proc.*, 30, 563–565.
Pomeroy, L. R., E. E. Smith and C. M. Grant, 1965: The exchange of phosphate between estuarine water and sediments. *Limnol.*

Oceanogr., 10(5), 167–172.
水産庁瀬戸内海漁業調整事務所, 1982–1993：瀬戸内海における赤潮発生状況.
代田昭彦, 1980：有明海の栄養塩類とニゴリの特性. 海洋科学, 12(2), 127–137.
代田昭彦, 1990：瀬戸内海の汚染. 海の気象, 35, 72–89.
代田昭彦・田中勝久, 1987：有明海における懸濁物質の研究－Ⅰ. 筑後川懸濁粘土粒子の河口域への輸送. 西水研研報, (56), 27–38.
坂本市太郎, 1986：漁業からみた閉鎖性海域の窒素・リン規制 Ⅳ－9. 魚類給餌養殖の視点からの窒素・リン負荷の規制. (村上彰男編). 水産学シリーズ62, 恒星社厚生閣, 東京, 96–133.
Sakamoto, W., 1972: Study on the process of river suspension from flocculation to accumulation. *Bull. Ocean Res. Inst. Univ. Tokyo*, (5), 1–46.
Schubel, J. R. and D. J. Hirscheberg, 1978: Estuarine graveyards, climatic change, and the importance of the estuarine environment. In "Estuarine Interactions", (ed. by M. L. Wiley), Academic Press., New York, 285–304.
清木 徹・井澤博文, 1982：広島湾の底泥をめぐる物質の代謝及びその動態的挙動（第1報)—底泥中の有機物, 栄養塩類の鉛直分布及び季節的変化について—. 広島県環境センター研究報告, (3), 7–17.
Seiki, T., E. Date and H. Izawa, 1991: Decomposition characteristics of particulate organic matter in Hiroshima Bay. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 47, 207–220.
塩沢孝之・川名吉一郎・山岡到保・星加 章・谷本照己・滝村 修, 1984：瀬戸内海における海水中の汚染物質の分布と底質からの溶出. Ⅰ. リンと窒素. 中工試報告, (21), 13–43.
Sholkovitz, E. R., 1976: Flocculation of dissolved organic and inorganic matter during mixing of river water and seawater. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 40, 831–845.
Strom, R. N. and R. B. Biggs, 1982: Phosphorus distribution in sediments of Delaware River Estuary. *Estuaries*, 5, 95–101.
Stefansson, U. and F. A. Richards, 1963: Processes contributing to the nutrient distributions off the Columbia River and Strait of Juan de Fuca. *Limnol. Oceanogr.*, 8, 394–410.
Strickland, J. D. H. and T. R. Parsons, 1972: A practical handbook of seawater analysis. 2nd. Ed. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*, 167, 310 pp.
杉本隆成, 1990：Ⅰ 河川からの流出 第18章 日本全国の河川について, 続・日本全国沿岸海洋誌, 東海大学出版会, 東京, 379–384.
Sugiura, Y. and H. Yoshimura, 1964: Distribution and mutual relation of dissolved oxigen and phosphate in the Oyashio and northern part of Kuroshio regions. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 20 (1), 14–23.
Sundby, B., C. Gobeil, N. Silverberg and A. Mucci, 1992: The phosphorus cycle in coastal marine sediments. *Limnol. Oceanogr.* 37 (6), 1129–1145.
玉井恭一, 1990：海面養殖と養魚場環境 5. 底生生物（日本水産学会編). 水産学シリーズ82, 恒星社厚生閣, 東京, 69–78.
田中勝久, 1992：1986年秋季の東シナ海・黄海における濁度分布. 南西水研研報, (25), 1–9.
田中勝久・浜田七郎・代田昭彦, 1982：有明海における懸濁物質の研究－Ⅱ. 筑後川河口域における植物プランクトンとデトライタスの分布と挙動. 西水研研報, (57), 19–30.
Taylor A. W. and H. M. Kunishi, 1971: Phosphate equilibria on stream sediment and soil in a watershed draining an agricultural region. *J. Agr. Food Chem.*, 19(5), 827–831.
上嶋英機, 1991：瀬戸内海における停滞性水域の水塊構造（その2)—別府湾停滞性水域の閉鎖型循環流と水塊構造—. 瀬戸内海科学, 3(1), 23–27.
上嶋英機, 田辺弘道・宝田盛安・湯浅一郎・橋本英資・山崎宗広, 1991：大阪湾の流動特性を利用した環境改善への提言. 沿岸海洋研究ノート, 29(1), 60–75.
渡久山 章, 1989：白保の海の豊かさを探る. 日本の科学者, 24(9), 495–499.
和田光史, 1981：土壌粘土によるイオンの交換吸着反応. 土壌の吸着現象（日本土壌肥料学会編), 博友社, 東京, 5–57.
Watanabe, F. S. and S. R. Olsen, 1962: Calorimetric determination of phosphorus in water extracts of soil. *Soil Sci.*, 93, 183–188.
Watanabe Y. and S. Tsunogai, 1985: Adsorption-desorption control of phosphate in anoxic sediment of a coastal sea Funka Bay, Japan. *Marine Chemistry*, 15, 71–83.
Williams, J. D. H., J-M. Jaquet and R. H. Thomas, 1976 a: Forms of phosphorus in sediments of Lake Erie. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 33, 413–429.
Williams, J. D. H., T. P. Murphy and T. Mayer, 1976 b: Rates of accumulation of phosphorus forms in Lake Erie sediments. *J. Fish. Res.*

Bd. Can., 33, 430–439.

Williams. J. D. H., T. Mayer and J. O. Nriagu, 1980: Extractability of phosphorus minerals common in soils and sediments. *Soil Sci. Am. J.*, 44, 462–465.

Yamada, H. and M. Kayama, 1987: Distribution and dissolution of several forms of phosphorus in coastal marine sediments. *Oceanol. Acta*, 10, 311–321.

山口峰生，1993：水域の窒素：リン比と水産生物 Ⅰ－1．渦鞭毛藻類（吉田陽一編）．水産学シリーズ95，恒星社厚生閣，東京，11–19.

山室真澄，1991：サンゴ礁での物質循環，特に栄養塩の収支に関する問題．月刊 海洋 23(12), 785–793.

Yamaoka, Y., T. Tanimoto and T. Shiozawa, 1983: Vertical distribution of nitrogen, phosphorus and iron in Beppu Bay. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 39, 301–304.

矢持 進，1989：大阪湾における *Heterosigma akashiwo* の発生機構に関する研究．大水試研報，(8), 1–110.

柳田友道，1976：赤潮．講談社，東京，198 pp.

湯浅一郎・上嶋英機・宝田盛康・橋本英資，1987：太田川感潮域の水質変動．中工試報告，(29), 1–13.

湯浅一郎，1990：瀬戸内海の貧酸素水塊．海の気象，35, 90–102.

湯浅一郎・上嶋英機・宝田盛康・橋本英資，1990：広島湾における夏季の河川流量変化の栄養塩分布への影響．水産海洋研究，54(2), 137–145.

湯浅一郎，1991：内湾の富栄養化に対する降雨の影響．人間と環境，16(3), 161–164.

湯浅一郎・上嶋英機・橋本英資・久保 直，1991：別府湾における栄養塩の分布と挙動．海と空，66(4), 15–26.

湯浅一郎・橋本英資・山崎宗広・上嶋英機，1992：集中豪雨にともなう形態別リンの短期変動．海と空，68(1), 13–24.

1994年12月1日受理（Accepted December 1, 1994）
南西海区水産研究所業績A第39号（Contribution No. A39 from the Nansei National Fisheries Research Institute）
田中勝久：国際農林水産業研究センター 〒305 つくば市大わし1-2（K. Tanaka: Japan International Research Center for Agricultural Sciences, 1-2, Ohwashi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan）

南西水研研報 (Bull. Nansei Natl. Fish. Res. Inst.), No. 28: 121–124

Short Paper

First Records of Two Penaeid Shrimps, *Metapenaeopsis mogiensis* and *Trachypenaeopsis richtersii* from Tosa Bay, Southern Japan, with Special Reference to Their Color Patterns

Hideo Sakaji and Hiroshi Horikawa

Key words: Penaeidae, *Metapenaeopsis mogiensis, Trachypenaeopsis richtersii*, Tosa Bay

From Tosa Bay which is affected by the warm and strong Kuroshio current, eight genera and twenty-six species of Penaeidae have been reported (Toriyama and Hayashi 1982). Through monthly samplings of the shallow area of Tosa Bay in 1994, we have collected some specimens of *Metapenaeopsis mogiensis* (Rathbun, 1902) and *Trachypenaeopsis richtersii* (Miers, 1884) with many specimens of other *Metapenaeopsis* and *Trachypenaeus* (Table 1).

We describe the first records of both these species from Tosa Bay and their coloration with color photographs. Thus, nine genera and twenty-eight species have been reported from the Tosa Bay. The specimens have been deposited at the Kochi Station of the Nansei National Fisheries Research Institute.

Method

The research area ranged from 5 m to 55 m depth and was located off Kochi City (33°30' N, 133°30' E), south Japan. We collected specimens with the beam trawl net (the mesh size of the cod end was 5 mm) towed by a commercial trawl boat, the "Guinyo-maru" (3.93 t, 15 HP) along an isobath after sunset. After bringing the samples to the laboratory with ice and sea water, we took color photographs of the fresh specimens before fixation.

Table 1. Number of specimens and carapace length ranges of the *Metapenaeopsis mogiensis* and *Trachypenaeopsis richtersii*.

species	date of catch	water depth	number of each sex carapace length		max.	min.
			male	female		
M. mogiensis	25 Apr. 1994	15 m	3	7	16.9	9.8
	19 May 1994	35 m	0	1	20.3	
	15 June 1994	15 m	1	1	16.1	15.6
	22 Aug. 1994	25 m	2	2	7.8	5.6
	22 Aug. 1994	35 m	3	0	9.0	6.0
T. richtersii	19 July 1994	8 m	1	1	9.3	6.3

Results and Discussion

***Metapenaeopsis mogiensis* (Rathbun, 1902)**

The specimens have a pair of dentiform processes behind the anterior thelycal plate. This characteristic agrees with the sketches of the thelycum in Rathbun (1902) and Hayashi (1992). The dorsal carina of the third abdominal somite is not sulcate, while Dall (1957), Muthu (1971) and Dall *et al.* (1990) describe it is sulcate. The body is mottled with irregular red patches. *M. mogiensis* morphologically resembles *M. dalei* (Rathbun, 1902),

Fig. 1. Lateral views of *Metapenaeopsis mogiensis* (Rathbun, 1902) (above) and *M. dalei* (Rathbun, 1902) (below).

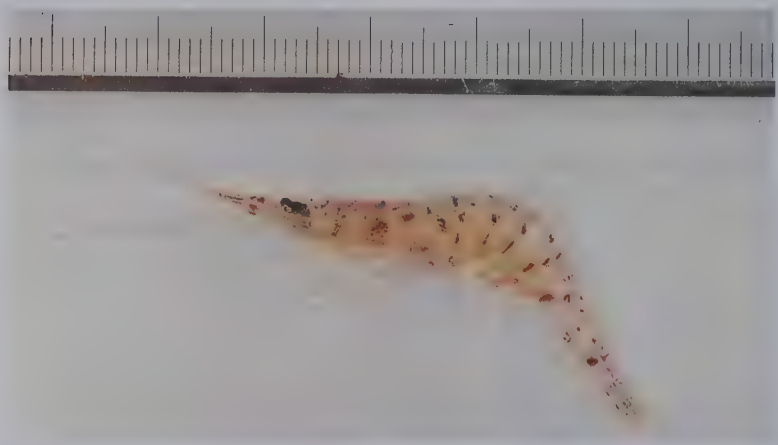


Fig. 2. Lateral view of *Trachypenaeopsis richtersii* (Mires, 1884).

which is common in Tosa Bay, except for their thelycum and petasma (Matsumiya and Oka 1977, Hayashi 1992). But each color pattern is quite different so that it is easy to distinguish specimens when they are fresh. Irregular red patches of *M. mogiensis* are much sparser than those of *M. dalei* (Fig. 1).

This species has been reported from Mogi of Nagasaki Prefecture (Rathbun 1902), Kagoshima Bay (Urita 1921), Suruga Bay (Yokoya 1933), Miho Bay (Harada 1968), Iki (Matsumiya and Oka 1977) and the Kii Channel (Hayashi 1992). In addition to these Japanese waters, it has been reported from Taiwan (Oshima 1921), Maraya (Hall 1961), northern Australia (Dall 1957, Racek and Dall 1965) and the east coast of India (Muthu 1971).

But the dorsal carina of third abdominal somite is described as sulcate in the Australian and Indian specimens (Dall 1957, Muthu 1971), while it is not sulcate in specimens collected from Tosa Bay. Thus, the present knowledge of the taxonomic status of *M. mogiensis* and related species is rather confused (Holthuis 1980).

Trachypenaeopsis richtersii (Miers, 1884)

The specimens have a pair of fixed subapical spines and two pairs of lateral movable spines on the telson. This characteristic agrees with the descriptions in Kubo (1949) and Dall *et al.* (1990) and the sketch in Hayashi (1992). Carapace, first pereiopod, petasma and thelycum of the specimens also agree with the sketches in Hayashi (1992). The specimens have some slender black bands on their whitish semitransparent body (Fig. 2).

Tosa Bay is the third locality reported for this species in Japan after Miya of Aichi Prefecture (Kubo 1949) and Izu-Ohshima (Hayashi 1992). Outside of Japanese waters, this species has been reported from Hawaii (Rathbun 1906) and Indonesia (De Man 1911). Though *Trachypenaeopsis* includes two species found in the Indo-West Pacific and one in the Atlantic, it is suggested that this genus is monospecific because of the similarity of these three species (Dall *et al.* 1990). To confirm this suggestion by Dall *et al.* (1990), clear information about the color pattern is important.

Acknowledgements

We are grateful to Dr. Sunao Kosaka, Nansei National Fisheries Research Institute, for reviewing the manuscript. Our thanks also go to Mr. Masahiro Toriyama, formerly Nansei National Fisheries Research Institute, for his advice, and to Mr. Izumi Yamashita, the captain of the "Guinyo-maru", for helping in collecting the specimens.

References

Dall, W., 1957: A revision of the Australian species of Penaeinae (Crustacea, Decapoda: Penaeidae). *Aust. J. Mar. Freshw. Res.*, **8**(2), 136–231.

Dall, W., B. J. Hill, P. C. Rothlisberg and D. J. Sharples, 1990: The biology of the Penaeidae. Advances in Marine Biology 27. Academic Press Limited, London. 489 pp.

De Man, J. G., 1911: Family Penaeidae. The Decapoda of the Siboga Expedition. Part I. *Siboga Exped. Mon.*, **39a**, 1–131.

Hall, D. N. F., 1961: Further taxonomic notes on the Malayan species. The Malayan Penaeidae (Crustacea, Decapoda). Part 2. *Bull. Raffles Mus.*, **26**, 76–119.

Harada, E., 1968: Ecology and biological production of Lake Naka-umi and adjacent regions, 5. Seasonal changes in distribution and abundance of some decapod Crustacea. *Spec. Publ. Seto*

Mar. Biol. Lab., **2**, 75–103.

Hayashi, K., 1992: Dendrobranchiata crustaceans from Japanese waters. Seibutsu Kenkyusha, Tokyo, 300 pp. (in Japanese)

Holthuis, L. B., 1980: FAO species catalog. Vol. 1. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. *FAO Fish. Synop.*, **1**(125), 1–261.

Kubo, I., 1949: Studies on Penaeids of Japanese and adjacent waters. *J. Tokyo Coll. Fish.*, **36**(1), 1–467.

Matsumiya, Y. and M. Oka, 1977: Kishi-ebi, *Metapenaeopsis dalei* (Rathbun) and Mogi-ebi, *M. mogiensis* (Rathbun) found in Jogasheto of Iki Island. In "The animals in Iki" (the Biological Society of Nagasaki Prefecture), 337–342. (in Japenese with English abstract)

Muthu, M. S., 1971: On some new records of penaeid prawns from the east coast of India. *Indian J. Fish.*, **15**, 145–154.

Oshima, M., 1921: The addition to the Crustacea from Taiwan. *Dobutsugaku-Zashi*, **33**, 226–227. (in Japanese)

Racek, A. A. and W. Dall, 1965: Littoral Penaeinae (Crustacea Decapoda) from Northern Australia, New Guinea and adjacent waters. *Verh. K. Akad. Wet. Afd. Natuurkd. Tweede Reeks.* **56**(3), 1–119.

Rathbun, M. J., 1902: Japanese stalk-eyed crustaceans. *Proc. U.S. Nat. Mus.*, **26**, 23–55.

Rathbun, M. J., 1906: Brachura and Macrura of the Hawaiian Island. *Bull. U.S. Fish. Comm.*, **23**(3), 827–930, pls. 1–24.

Toriyama, M. and K. Hayashi, 1982: Fauna and distribution of pelagic and benthic shrimps and lobsters in the Tosa Bay exclusive rocky zone. *Bull. Nansei Reg. Fish. Res. Lab.*, **14**, 83–105. (in Japenese with English abstract)

Urita, T., 1921: On the shrimps in Kagoshima Prefecture and their distributions. *Dobutsugaku-Zashi*, **32**, 214–220. (in Japanese)

Yokoya, Y., 1933: On the distribution of decapod crustaceans inhabiting the continental shelf around Japan, chiefly based upon the materials collected by S. S. Soyo-Maru during the years 1923–1930. *J. Coll. Agr. Tokyo*, **12**, 1–226.

土佐湾におけるクルマエビ科2種モギエビ *Metapenaopsis mogiensis* とサルエビモドキ *Trachypenaeopsis richtersii* の新記録とその色彩的特徴

阪地英男・堀川博史

土佐湾では，これまで8属26種のクルマエビ科が報告されていた。著者らは，このうち浅海域に棲息するクルマエビ科の生態を調査する目的で，1994年から毎月一度，高知市沖合いの水深5～55 mの海域で，日没後にビームトロールによる標本の採集を行っている。この際，これまで土佐湾からは報告されていなかったクルマエビ科2種が採集されたので，その固定前の色彩とともに報告する。モギエビは生殖器を除く形態がキシエビ *M. dalei* と酷似するとされてきたが，その色彩から両者の識別は容易であることが明らかとなった。土佐湾の標本はオーストラリアやインドで報告されているものとは異り，第3腹節背隆起上に溝が無いので，両者は別種である可能性もある。また，採集例が少ないため，これまで知られていなかったサルエビモドキの色彩が明らかとなった。この結果，土佐湾産のクルマエビ科は9属28種となった。

1994年12月1日受理 (Accepted December 1, 1994)
南西海区水産研究所業績A第40号 (Contribution No. A40 from the Nansei National Fisheries Research Institute)
阪地英男，堀川博史：南西海区水産研究所高知庁舎　〒780 高知市桟橋通6-1-21 (H. Sakaji, H. Horikawa: Nansei National Fisheries Research Institute, Kochi Station, Sanbasidori, Kochi 780, Japan)

BULLETIN OF NANSEI NATIONAL FISHERIES RESEARCH INSTITUTE

is issued each year with one or two numbers. All communications relating to this Bulletin should be addressed to Director. Exchange of publication will be highly appreciated.

Address

The Nansei National Fisheries Research Institute
Director & Administrative Section
Inland Sea Resources Management Division
Resources Enhancement Division
Red Tide Research Division
Maruishi 2–17–5, Ohno-cho, Saeki-gun,
Hiroshima, JAPAN

Pacific Coast Research Division
Sanbashidori 6–1–21, Kochi-shi,
Kochi, JAPAN

〔非売品〕

1995年 3 月 20 日 印 刷　　1995年 3 月 20 日 発 行

広島県佐伯郡大野町丸石 2−17−5
発 行 者　水産庁南西海区水産研究所
畔 田 正 格

印 刷 所　大 学 印 刷 株 式 会 社

No. 28

BULLETIN OF NANSEI NATIONAL FISHERIES RESEARCH INSTITUTE

Contents

Hideo Sakaji: Sand Burrowing Ability of Four Species of Shrimps, *Metapenaeopsis acclivis* (Rathbun), *M. barbata* (De Haan) *M. dalei* (Rathbun) and *Trachypenaeus curvirostris* (Stimpson) 1

Masaaki Fukuda and Yukio Hanamura: Small Scale Distribution and Transport of the Japanese Anchovy, *Engraulis japonica*, Larvae Determined from a Free-Drifting Buoy Survey in Iyo-Nada, Seto Inland Sea 9

Goro Yoshida, Satoshi Arima and Takuji Uchida: Effects of Photoperiod, Light Intensity and Water Temperature on the Early Development of *Sargassum horneri* (Phaeophyta) 21

Nobuhiro Suzuki and Kiyoshi Hagiwara: Epidermal Ultrastructure of Pelagic Larvae of the Mudskipper, *Periophthalmus modestus* (Gobiidae) 33

Toshihiro Shigeta, Takuro Shibuno, Hiroaki Hashimoto and Kenji Gushima: Annual Reproductive Cycle of a Bambooleaf Wrasse, *Pseudolabrus japonicus* 43

Yukihiko Matsuyama, Takuji Uchida and Tsuneo Honjo: Concentrations of Dissolved Organic Carbon in Coastal Location in Hiroshima Bay 55

Mineo Yamaguchi, Ichiro Imai and Yutaka Matsuo: Seasonal Changes in Biomass and Photosynthetic Rate of Phytoplankton in Hiroshima Bay 63

Katsuhisa Tanaka: Effects of Soil Loading on the Phosphorus Cycle in Estuarine and Coastal Marine Environments 73

Hideo Sakaji and Hiroshi Horikawa: First Records of Two Penaeid Shrimps, *Metapenaeopsis mogiensis* and *Trachypenaeopsis richtersii* from Tosa Bay, Southern Japan, with Special Reference to Their Color Pattens 121

OHNO, HIROSHIMA, JAPAN March 1995